

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO
PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

SLEDOVÁNÍ ZMĚN HODNOT VYBRANÝCH UKAZATELŮ JAKOSTI
PITNÉ VODY
BĚHEM JEJÍ DOPRAVY A SKLADOVÁNÍ

DIPLOMOVÁ PRÁCE

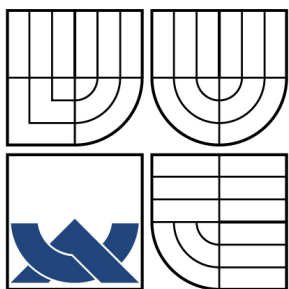
DIPLOMA THESIS

AUTOR PRÁCE

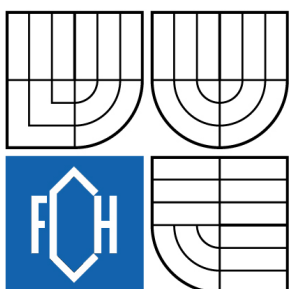
AUTHOR

JITKA VAŇKOVÁ

BRNO 2008



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ
BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ
ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY
INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF
ENVIRONMENTAL PROTECTION

SLEDOVÁNÍ ZMĚN HODNOT VYBRANÝCH UKAZATELŮ JAKOSTI PITNÉ VODY BĚHEM JEJÍ DOPRAVY A SKLADOVÁNÍ

MONITORING OF CHANGES OF DRINKING WATER QUALITY
DURING ACCUMULATION AND DISTRIBUTION

DIPLOMOVÁ PRÁCE
DIPLOMA THESIS

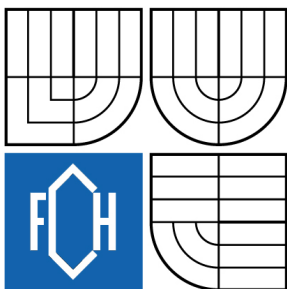
AUTOR PRÁCE
AUTHOR

JITKA VAŇKOVÁ

VEDOUCÍ PRÁCE
SUPERVISOR

RNDr. JAROSLAV MEGA, Ph.D.

BRNO 2008



Vysoké učení technické v Brně
Fakulta chemická
Purkyňova 464/118, 61200 Brno 12

Zadání diplomové práce

Číslo diplomové práce

FCH-DIP0218/2007

Akademický rok: **2007/2008**

Ústav

Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí

Student(ka)

Vaňková Jitka

Studijní program

Chemie a technologie ochrany životního prostředí (M2805)

Studijní obor

Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2805T002)

Vedoucí diplomové práce

RNDr. Jaroslav Mega, Ph.D.

Konzultanti diplomové práce

Název diplomové práce:

Sledování změn hodnot vybraných ukazatelů jakosti pitné vody
během její dopravy a skladování

Zadání diplomové práce:

Formou literární rešerše soustředit odborné informace o změnách vybraných ukazatelů jakosti pitné vody během její akumulace a distribuce.

Zaměřit se konkrétně na změny zákalu, barvy, obsahu trihalogenmethanů (THM), TOC, CHSK a mikrobiologických vlastností.

V experimentální části práce vybrat klíčové ukazatele jakosti vody a metody jejich analytického stanovení a prověřit jejich použitelnost v oblasti koncentrací pod hranicí nejvyšších mezních hodnot pro pitnou vodu.

Zpracování reálných vzorků pitné vody a hodnocení získaných údajů.

Termín odevzdání diplomové práce: 16.5.2008

Diplomová práce se odevzdává ve třech exemplářích na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu diplomové práce. Toto zadání je přílohou diplomové práce.

Jitka Vaňková
student(ka)

RNDr. Jaroslav Mega, Ph.D.
Vedoucí práce

Ředitel ústavu

V Brně, dne 1.9.2007

doc. Ing. Jaromír Havlica, CSc.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

Teoretická část práce poskytuje informace o pitné vodě a požadavcích na její kvalitu, změnách jakosti vody při distribuci a akumulaci vody způsobené desinfekcí vody, dobíháním chemických procesů, korozi materiálů potrubí, tvorbou inkrustací a biofilmů, nitrifikací amoniakálního dusíku, sedimenty v potrubí, vyluhováním škodlivých látek do vody a možnostech omezení těchto změn. Pozornost byla věnována ukazatelům jakosti vody, jejichž přítomnost může indikovat změny ve vodovodní síti.

V experimentální části práce jsou sledovány změny jakosti pitné vody při její distribuci na základě vybraných ukazatelů jakosti vody. Konkrétně se jedná o chemickou spotřebu kyslíku, koncentraci železa, manganu, amonných iontů, dusitanů, dusičnanů, chloroformu a chloru. K pravidelnému sledování byly vybrány vhodné lokality v rámci brněnské vodovodní sítě; pro dokreslení situace byly odebrány vzorky vody z distribuční sítě úpravní vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště. U vybraných metod analytického stanovení výše zmíněných ukazatelů jakosti vody jsou prezentovány jejich charakteristiky. Získané poznatky o jakosti vody jsou uvedeny v tabulární a grafické podobě.

ABSTRACT

Theoretical part of the diploma thesis purveys information on drinking water and quality requirements, changes of drinking water quality during distribution and accumulation caused by disinfection, chemical processes, corrosion of constructional materials, incrusting solids, biofilms, nitrification of ammonia nitrogen, sediments in pipelines, elution of harmful matter. Attention was given to drinking water quality indicators which are associated with changes in drinking water distribution systems.

In experimental part are studied changes of drinking water quality during distribution on the basis of selected drinking water quality indicators. There is specifically chemical oxygen demand, concentration of iron, manganese, ammonia ions, nitrites, nitrates, chloroform and chlorine. For periodical monitoring were selected suitable locality within the framework of Brno distribution system; for illustration were taken water samples from distribution systems of drinking water treatment plants Švařec, Vír, Štítary and Mostiště. For selected methods of analytical determination of above mentioned drinking water quality indicators are presented their characteristics. Obtained information on drinking water quality is mentioned in tabular and graphical form.

KLÍČOVÁ SLOVA

pitná voda, změny jakosti v distribuční síti, železo, THM, zákal, barva, CHSK, TOC, mikrobiologické vlastnosti

KEYWORDS

drinking water, water quality changes in distribution system, iron, THM, turbidity, colour, COD, TOC, microbial properties

VAŇKOVÁ, J. *Sledování změn hodnot vybraných ukazatelů jakosti pitné vody během její dopravy a skladování*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2008. 70 s. Vedoucí diplomové práce RNDr. Jaroslav Mega, Ph.D.

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citovala. Diplomová práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího diplomové práce a děkana FCH VUT.

.....
podpis studenta

Děkuji RNDr. Jaroslavu Megovi, Ph.D.
za cenné informace při vedení
mé diplomové práce.

Obsah

1	Úvod.....	7
2	Teoretická část.....	8
2.1	Požadavky na jakost vody	8
2.1.1	Pitná voda.....	8
2.1.2	Požadavky na jakost pitné vody	8
2.1.3	Požadavky na jakost vody dopravované potrubím.....	8
2.2	Změny jakosti vody při distribuci a akumulaci vody	9
2.2.1	Dezinfekce a její vedlejší produkty	9
2.2.2	Dobíhání chemických procesů	11
2.2.3	Koroze materiálů potrubí	11
2.2.4	Tvorby inkrustací	14
2.2.5	Tvorba biofilmů na stěnách potrubí a vodojemů	15
2.2.6	Nitrifikace amoniakálního dusíku	17
2.2.7	Sedimenty v potrubí	17
2.2.8	Vyluhování škodlivých látek do vody.....	18
2.2.9	Omezení nežádoucích změn kvality distribuované vody	18
2.3	Ukazatele jakosti pitné vody	19
2.3.1	Teplota.....	19
2.3.2	pH.....	19
2.3.3	Chlor.....	19
2.3.4	Železo	19
2.3.5	Mangan.....	20
2.3.6	Sloučeniny dusíku	20
2.3.7	Organické látky	22
3	Experimentální část	25
3.1	Pomůcky a přístroje.....	25
3.2	Chemikálie	25
3.3	Vzorky vody a jejich odběr	26
3.3.1	Brněnská vodovodní síť	26
3.3.2	Distribuční síť úpravny vody Švařec a Vír	27
3.3.3	Distribuční síť úpravny vody Štítary.....	27
3.3.4	Distribuční síť úpravny vody Mostiště.....	27
3.4	Metody analytického stanovení.....	28
3.5	Měření teploty	29
3.5.1	Postup měření.....	29
3.6	Měření absorpčních spekter	29
3.6.1	Postup měření.....	29
3.7	Stanovení chloru.....	29
3.7.1	Princip metody	29
3.7.2	Postup kalibrace a analýzy vzorků.....	29
3.8	Stanovení celkového rozpuštěného železa	30
3.8.1	Princip metody	30
3.8.2	Postup kalibrace a analýzy vzorků.....	30
3.9	Stanovení manganu	31
3.9.1	Princip metody	31

3.9.2	Postup kalibrace a analýzy vzorků	31
3.10	Stanovení amonných iontů	32
3.10.1	Princip metody	32
3.10.2	Postup kalibrace a analýzy vzorků	33
3.11	Stanovení dusitanů	34
3.11.1	Princip metody	34
3.11.2	Postup kalibrace a analýzy vzorků	35
3.12	Stanovení dusičnanů	36
3.12.1	Princip metody	36
3.12.2	Postup kalibrace a analýzy vzorků	37
3.13	Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem	38
3.13.1	Princip metody	38
3.13.2	Postup kalibrace a analýzy vzorků	38
4	Výsledky a diskuze	40
4.1	Měření absorpčních spekter	40
4.2	Měření pH	41
4.3	Stanovení chloru	43
4.4	Stanovení železa	46
4.5	Stanovení manganu	48
4.6	Stanovení amonných iontů	50
4.7	Stanovení dusitanů	52
4.8	Stanovení dusičnanů	54
4.9	Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem	57
4.10	Stanovení chloroformu	59
5	Závěr	60
6	Seznam použitých zdrojů	61
7	Seznam použitých zkratk a symbolů	63
8	Seznam příloh	64
9	Přílohy	65

1 ÚVOD

Staré latinské přísloví „Bez vody není života“ by se dala v dnešních civilizačních podmínkách doplnit na „Bez čisté vody není zdravého života“. Přirozený koloběh vody v přírodě si lidé od nepaměti totiž přizpůsobují svým potřebám v rozsahu a způsobem odpovídajícím stupni i možnostem rozvoje společnosti. V posledním desetiletí minulého století bylo však možné pozorovat během rozvodu vody na místo spotřeby degradaci její kvality. [17]

Upravená voda se v mnoha případech dnes nedaří dodávat v nezměněné kvalitě až na místo spotřeby. Přestože velké úpravný jsou koncipovány tak, aby stále vyráběly kvalitní pitnou vodu, je možné stále častěji pozorovat degradaci její kvality během rozvodu vody ke spotřebiteli, a to korozními produkty, bakteriálními nárosty a zhoršením senzorických vlastností. [18]

Zhoršování kvality pitné vody v distribučním systému je důsledkem chemických, fyzikálně-chemických a biologických procesů, probíhajících bezprostředně jak v dopravované pitné vodě, tak i na stěnách potrubí, vodojemů a armatur. K uvedeným procesům patří např. koroze, oxidace, hydrolýza, chlorace organických sloučenin, sedimentace částic různé velikosti, biochemický rozklad organických látek, nitrifikace, bakteriální rekontaminace a další. [17]

Tyto procesy mohou probíhat v distribuční síti různou rychlostí v závislosti na složení dopravované vody, druhu a dávce dezinfekčního činidla, době zdržení vody v síti, teplotě, ročním období atd. Významnými faktory ovlivňujícími kvalitu dopravované vody jsou také materiál potrubí (včetně případné ochranné vnitřní vrstvy), celkový technický stav distribuční sítě a hydraulické poměry v síti. [17]

Kvalitu distribuované vody mohou za určitých podmínek negativně ovlivnit také suspendované látky různého původu usazené většinou v místech s minimální intenzitou proudění. V důsledku náhlých hydraulických změn se částice těchto sedimentů znovu dostávají do vzhledu, a tím i do proudící vody. Ovlivňují pak její zákal a barvu. V důsledku reakce s dezinfekčním činidlem ho nejen spotřebovávají, ale navíc mohou působit jako prekurzory tvorby trihalogenmethanů, halogenderivátů kyseliny octové a dalších vedlejších produktů dezinfekce. [17]

2 TEORETICKÁ ČÁST

2.1 Požadavky na jakost vody

2.1.1 Pitná voda

Pitnou vodou je zdravotně nezávadná voda, která ani při trvalém požívání nevyvolá onemocnění nebo poruchy zdraví přítomností mikroorganismů nebo látek ovlivňujících akutním, chronickým či pozdním působením zdraví fyzických osob a jejich potomstva, jejíž smyslově postižitelné vlastnosti a jakost nebrání jejímu požívání a užívání pro hygienické potřeby fyzických osob. [25]

Pitná voda nesmí obsahovat mikroorganismy, parazity a látky jakéhokoliv druhu v počtu nebo koncentraci, které by mohly ohrozit veřejné zdraví. [23]

Pitná voda musí splňovat předepsané zdravotní a chemické požadavky a její vlastnosti vnímané smyslovými orgány člověka (organoleptické vlastnosti) musí vyhovovat jeho požadavkům. Dobrá pitná voda má obsahovat dostatek biogenních prvků a nemá být agresivní pro potrubí, kterým je rozváděna. [7]

Zdroje pitné vody jsou podzemní nebo povrchové. Podzemní zdroje jsou většinou vhodnější pro úpravu na vodu pitnou, protože mají ve srovnání s povrchovými zdroji stabilnější hodnoty fyzikálně chemických ukazatelů jakosti vody. [7] [8]

2.1.2 Požadavky na jakost pitné vody

Požadavky kladené na jakost pitné vody jsou vyjádřeny vyhláškou č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění vyhlášky č. 187/2005 Sb. zahrnují hlediska mikrobiologická, biologická, fyzikální, chemická a organoleptická. Hodnoty uvedené v citované vyhlášce přísluší nejvyšším mezním hodnotám (NMH), mezním hodnotám (MH), event. pro některé ukazatele jsou uvedeny doporučené hodnoty (DH). [8] [23]

Po stránce fyzikální nesmí mít odpuzující vzhled, zabarvení nebo pach. Z hlediska bakteriologického musí být zabezpečena do té míry, aby nevzniklo nebezpečí infekčních nebo parazitárních lidských a zvířecích chorob. [11]

2.1.3 Požadavky na jakost vody dopravované potrubím

Požadavky na jakost vody dopravované potrubím jsou specifikovány v TNV 75 7121, jež vymezuje limitní koncentrace ukazatelů jakosti vody dopravované ocelovým, litinovým, betonovým a azbestocementovým potrubím. Pro potrubí z plastů a skla, vzhledem k vysoké chemické odolnosti těchto materiálů, nejsou žádné požadavky na jakost dopravované vody stanoveny. [8] [33]

2.2 Změny jakosti vody při distribuci a akumulaci vody

Většina objemu vyrobené pitné vody pro hromadné zásobování v České republice vyhovuje předpisům. I přes to více než polovině zásobovaných obyvatel je dodávána voda, která někdy nesplňuje alespoň některý z předepsaných parametrů. To znamená, že kvalita pitné vody opouštějící úpravnu vody nemusí být totožná s kvalitou vody u spotřebitele, především při delší trase dopravy či delší době zdržení v distribučním systému. [8] [18]

Na jakosti výsledné pitné vody se může podílet [5] [8]:

- fyzikálně-chemické a mikrobiologické složení surové vody;
- způsob její úpravy;
- způsob dezinfekce;
- technický stav distribučního systému.

Během dopravy vody v distribuční síti probíhá řada procesů, které lze rozdělit na [8]:

- procesy chemické, např. oxidační a redukční reakce, reakce organických látek spojené se vznikem haloformů;
- procesy fyzikálně-chemické, např. srážení, adsorpce na stěnách potrubí, resp. na vytvořených úsadách;
- procesy mikrobiologické, např. jako následek přítomnosti vodou unášených bakterií či bakterií již fixovaných na stěnách potrubí ve formě biofilmových nárostů.

Ke změnám kvality vody dochází v důsledku [7] [8] [17] [18]:

- dezinfekce a jejích vedlejších produktů;
- dobíhání neutralizačních, oxidačně redukčních a srážecích reakcí z vodárenské úpravy;
- koroze materiálů potrubí;
- tvorby inkrustací;
- tvorby biofilmů na stěnách potrubí a vodojemů;
- nitrifikace amoniakálního dusíku;
- sedimentů v potrubí;
- vyluhování látek z nátěrových hmot, popř. z materiálů trubních rozvodů;
- permeace látek z okolní půdy do vody stěnou potrubí.

Průběh těchto procesů závisí nejen na parametrech konkrétního složení upravované vody a její teplotě, ale i na době jejího zdržení během distribuce, na rychlosti proudění v přivaděči a jejich krátkodobých i dlouhodobých změnách apod. [18]

2.2.1 Dezinfekce a její vedlejší produkty

Významné místo při změně jakosti pitné vody dopravované ke spotřebiteli zaujímá hygienické zabezpečení. Rozdíly ve sledovaných ukazatelích je s největší pravděpodobností důsledkem prechlorované vody na výtoku z vodárny a na druhé straně nedodržení minimálního obsahu aktivního chloru ve vodovodním řádu u spotřebitele. [8]

Při hygienickém zabezpečení pitné vody chlorací vznikají bočnými reakcemi chloru se zbytkovými koncentracemi organických látek, které se nepodařilo zcela odstranit úpravou vody, vedlejší produkty, které výrazně ovlivňují kvalitu pitné vody. Tyto vedlejší produkty jsou sumárně označovány jako DBP (Disinfection By-products). DBP jsou potenciálními nebo již prokázanými karcinogeny, mutageny a teratogeny. Z tohoto důvodu jsou jejich koncentrace v pitné vodě poměrně pečlivě sledovány. [14]

Dominantními produkty dezinfekce vody chlorem tvořící přibližně 5-20 % jsou trihalogenmethany – THM, hlavně chloroform a halogenderiváty kyseliny octové - HAA,

zvláště kyselina dichloroctová - DCAA a trichloroctová - TCAA. Těkavé halogenované organické látky (např. THM) představují pouze malou část z celkového množství organicky vázaných halogenů - TOX, zatímco větší část představují netěkavé polární látky. Bylo zjištěno, že koncentrace netěkavých halogenderivatů 3 až 5krát převyšuje své těkavé protějšky. [14] [17]

Nejdůležitějšími faktory ovlivňující vznik a množství DBP jsou koncentrace prekursorů (humínové látky, metabolity činnosti organismů) a jejich charakter, dávka použitého chloračního činidla, doba zdržení, pH, poměr dávky chloru k organickému uhlíku, teplota vody, koncentrace bromidů ve vodě a další. [14] [22]

Výše uvedené faktory ovlivňují vznik DBP následovně [14]:

- dávka chloru - se vzrůstající dávkou chloru se významně zvyšují koncentrace jak trihalogenmethanů, tak i chloroctových kyselin;
- doba zdržení - během prvních několika hodin probíhá rychlý nárůst koncentrací CHCl_3 , TCAA a také DCAA, který se pak výrazně zplošťuje, s delší dobou působení chloru ve vodě rostou koncentrace THM a CAA;
- hodnota pH - s rostoucím pH vody vzrůstají koncentrace chloroformu, koncentrace kyseliny trichloroctové klesají a to již od $\text{pH} = 3$, kdy dosahuje svého maxima, při $\text{pH} > 11$ se TCAA dokonce netvoří vůbec, koncentrace MCAA a DCAA se s rostoucím pH mírně zvyšují;
- hodnota TOC - existuje přímá úměrnost mezi hodnotami celkového organického uhlíku a koncentracemi DBP, tedy s vyššími hodnotami TOC výrazně rostou koncentrace THM a CAA;
- teplota - koncentrace THM a CAA se s rostoucí teplotou zvyšují, tento trend je nejvíce patrný u chloroformu, jehož koncentrace při 40°C dosahuje dvojnásobku koncentrací 20°C .

Reakce huminových látek s chlorem za vzniku vedlejších produktů dezinfekce je jednou z nejpomalejších reakcí, které jsou ve vodárenské praxi známy. [22]

Při podrobném zkoumání úbytku chloru při dopravě vody je třeba uvažovat s jeho úbytkem při přestupu chloru z proudící vody ke stěně potrubí, včetně následné reakce s fixovanou biomasou, a spotřebou chloru při procesu koroze. [17]

2.2.1.1 Opatření při zvýšeném obsahu THM

Při zvýšeném obsahu THM ve vodě je třeba realizovat v provozu úpravny následující opatření [13] [22]:

- odstranění prekursorů tvorby těchto produktů před chlorací vody;
- nepoužívat předchloraci surové vody - dochází ke kontaktu organických látek s vysokou dávkou chloru, což má za následek vznik velkého množství THM a navíc se prodlužuje doba kontaktu s vodou a to se rovněž projevuje nepříznivě;
- pro oxidační předúpravu vody nepoužívat chloru, ale jiných oxidačních činidel;
- aplikací optimálních dávek koagulantu a optimálního režimu úpravy zajistit maximální účinek při odstraňování organických látek z vody;
- chlorovat vodu až na konci úpravárenského procesu, kdy je obsah organických látek snížen na minimum- dobře vedený proces číření a separace suspenzí, pokud možno v optimu odstranění organických látek, má za následek i nízkou koncentraci THM ve vodě;

- jestliže i přes výše uvedená opatření je koncentrace THM v pitné vodě příliš vysoká je nutné použít místo chlorace alternativních způsobů hygienického zabezpečení pitné vody.

2.2.2 Dobíhání chemických procesů

Dobíhání chemických procesů v potrubí přichází v úvahu např. při úpravě vody čiřením, kdy při nízkých teplotách mohou některé koagulační procesy probíhat ještě v potrubí a jsou příčinou vyšších zbytkových koncentrací použitého koagulantu v dopravované vodě a dodatečného vylučování tuhé fáze. Dále se projevují v postupně se zmenšující koncentraci aktivního chloru. [7]

2.2.3 Koroze materiálů potrubí

Významným problémem při dopravě vody potrubími je jejich koroze. Jde o chemické, elektrochemické nebo mikrobiologické rozrušování materiálu vlivem okolního prostředí. Stupeň koroze je závislý na druhu materiálu, složení vody a její teplotě, složení inkrustací, průtokových poměrech a délce expozice. [5][18]

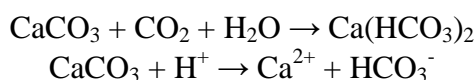
Následky korozního působení dopravované vody [5] [8]:

- zvýšení zákalu dopravované vody, koncentrace železa, barvy, obsahu suspendovaných látek, pokles koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě;
- výrazný pokles koncentrace volného aktivního chloru v důsledku reakce s kovovými stěnami potrubí a vodou unášenými korozními produkty;
- narušování povrchové vrstvy vnitřního pláště potrubí, čímž se vytváří vhodné podmínky pro tvorbu biofilmu, jenž se může stát příčinou sekundární biologické i mikrobiologické závadnosti pitné vody;
- v koncových místech distribučního systému může docházet k ucpaní potrubí malých průměrů v důsledku unášení korozivních produktů z míst s větší rychlostí proudění do míst s rychlostí menší;
- zkrácení životnosti potrubí (slábnutí stěny potrubí), zvýšení nároků na jejich čištění, opravy, popř. výměny;
- zvýšení ztrát vody v distribučním systému.

2.2.3.1 Koroze betonu

Beton a materiály obsahující cement podléhají korozi s různou intenzitou. Korozivní procesy mohou být způsobeny vlivy mechanickými, fyzikálními a/nebo chemickými. Na degradaci materiálů, jejichž složkou je cement, se většinou podílí současně více faktorů. Jednou z příčin koroze betonu bývá agresivní oxid uhličitý a vodíkové ionty, jedná se o takzvanou kyselou korozi. Tento jev bude tím rychlejší a významnější, čím vyšší bude kyselost vody. [5]

Ve vodě přítomný agresivní oxid uhličitý a vodíkové ionty způsobují rozpouštění betonu dle reakcí [5]:



Po narušení povrchové vrstvy betonu, podle výše uvedené reakce, následuje další hydrolytický rozklad a proces vyluhování vápenaté složky betonu. Materiály obsahující cement jsou v prostředí agresivních vod rozrušovány v důsledku vylučování vápenatých iontů. [5]

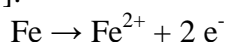
Agresivitu vůči betonu mají některé chloridy, sírany a také hořečnaté soli, které reagují se složkami betonu. Výsledkem těchto reakcí jsou krystaly solí ukládající se v pórech materiálu. V betonu způsobují pnutí s následným rozrušováním. Na síranovou korozi nemá vliv pH vody. Chloridy a hořečnaté soli reagují v první řadě s oxidy vápníku, přičemž výsledné produkty již postrádají pojící vlastnosti. [5]

2.2.3.2 Koroze kovů

Koroze kovů je většinou elektrochemického původu. Díky tomu, že významná část vodárenských přivaděčů a rozvodných sítí v České republice je z kovového potrubí, je z vodárenského hlediska významná zejména koroze oceli a litiny. Při dlouhé době zdržení vody v distribuční síti může vést ke vzrůstu koncentrací železa někdy až na hodnoty vyšší než $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. [5] [7]

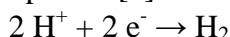
Koroze jednotlivých kovů závisí především na jejich potenciálu, přičemž s rostoucím potenciálem se rychlost koroze snižuje. Korozi tedy podléhají méně ušlechtilé kovy s negativním potenciálem vzhledem k vodíku. [12]

Ocel je slitinou, která kromě železa obsahuje cca 0,2-1,7 % uhlíku a obvykle i vedlejší příměsi, např. mangan, křemík, síru. Na povrchu oceli se proto nacházejí místa s různým chemickým složením, na kterých se při kontaktu s elektrolytem vytvářejí různé potenciály. Tím vznikají mikročlánky, kde železo je vždy anodou a uhlík katodou. V důsledku toho se železo oxiduje a přechází do roztoku [5]:

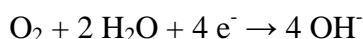


Reakce proběhne za podmínek, kdy složky roztoku budou plnit funkci oxidačního činidla, tj. budou podléhat redukci. [5]

V kyselém prostředí probíhá současně proces [5]:

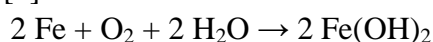


V neutrálním prostředí, kde koncentrace vodíkových iontů je malá, se redukuje kyslík rozpuštěný ve vodě [5]:



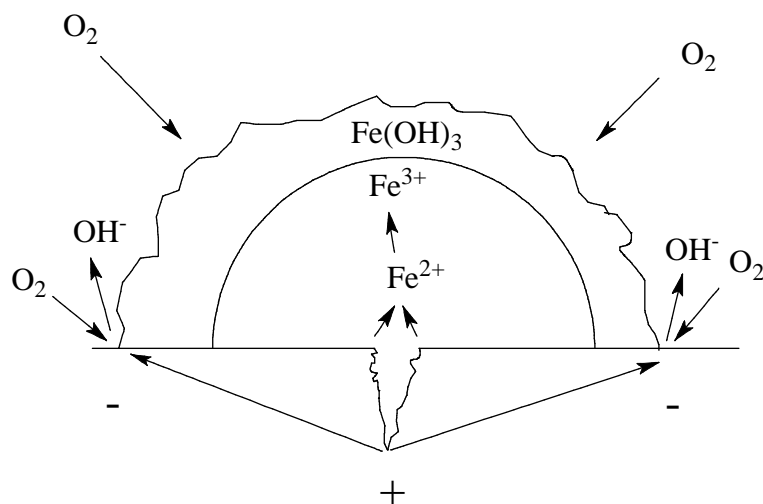
Výše popsané reakce probíhají sice současně, ale na různých místech korodovaného kovového materiálu. Tedy oxidace v oblasti anod a redukce na katodě každého mikročlánku. [5]

Sumární rovnice má podobu [5]:



Vzniklý hydroxid železnatý se může dále oxidovat podle rovnice [5]:





Obrázek 1: Schéma koroze v kapce vody [3]

Faktory ovlivňující průběh koroze kovů:

A) Vliv teploty

Teplota ovlivňuje korozní děj tím, že v závislosti na rostoucí teplotě se zvětšuje rychlost chemických reakcí a nepřímo tím, že mění rozpustnost plynů a ovlivňuje vápenato-uhličitanovou rovnováhu ve vodě. V uzavřených systémech korozní rychlost vzrůstá se stoupající teplotou, v otevřených systémech rychlost koroze nejprve vzrůstá (urychlení reakcí) a při vyšší teplotě v důsledku snížené rozpustnosti plynů (kyslíku) opět klesá. [12]

B) Vliv rozpuštěného kyslíku

Rychlost koroze ve vodě s malým obsahem vápníku a hydrogenuhličitanů je při pH 6-7 přímo úměrná koncentraci kyslíku cca do 9 mg/l. Při vyšších hodnotách pH má větší vliv než kyslík charakter povrchu. Pro trvalou a značnou korozi je důležitý stálý přísun kyslíku k povrchu oceli, který je funkcí koncentrace kyslíku ve vodě a závisí na hydraulických parametrech a na tvorbě ochranných nepropustných vrstev. [12]

Stejně jako u oceli je i u zinku a mědi koroze závislá zejména na obsahu kyslíku. Naopak koroze hliníku a jeho slitin je na obsah kyslíku v podstatě nezávislá. [12]

C) Vliv obsahu složek ovlivňujících vápenato-uhličitanovou rovnováhu

Základní podmínkou omezení koroze kovů i stavebních hmot je dosažení či přiblížení se k rovnovážnému stavu složek CO_2 , Ca^{2+} , HCO_3^- a CO_3^{2-} . [12]

Všeobecně jsou korozivní vlastnosti charakteristické pro tzv. vody měkké a kyselé s relativně nízkým obsahem Ca a HCO_3^- iontů. [5]

D) Vliv koncentrace iontů

Chloridy zesilují korozi ve vodě s obsahem kyslíku. Nepříznivý vliv chloridů se více uplatňuje u vod s menším obsahem Ca^{2+} a HCO_3^- iontů. Korozi zvyšují také ionty síranové, dusičnanové. Přítomnost iontů alkalických kovů zvyšuje elektrickou vodivost vody a tím urychluje dílčí elektrodové reakce, ovlivňuje složení, přilnavost a ochranný účinek korozních produktů. [5] [12]

Mezi ionty inhibující korozi patří HCO_3^- , CO_3^{2-} , PO_4^{3-} , křemičitany, NO_2^- , Zn^{2+} , Mg^{2+} , Ni^{2+} a další. [12]

Přítomnost těžkých kovů, které se mohou vylučovat na povrchu méně ušlechtilého kovu a vytvářet aktivní katodická místa, může vést ke zvýšení koroze, především důlkové. [12]

E) Vliv obsahu organických látek

S rostoucí koncentrací organických látek vzrůstá rychlost koroze a mění se charakter koroze z důlkové na plošnou. [12]

F) Vliv proudění

V korozních procesech velmi významnou roli hraje průtoková rychlost média, neboť do značné míry reguluje přísun kyslíku ke smáčenému povrchu. Při malých rychlostech se koroze nejprve značně zvětšuje, potom klesá a dosahuje minima. Při dalším zvyšování rychlosti proudění opět koroze vzrůstá. Ve vodách s vyšším obsahem solí koroze stoupá se zvětšující se rychlostí proudění. Zatímco při malých rychlostech převládá důlková koroze, při větších rychlostech převládá rovnoměrná koroze. Opětovné zvyšování koroze při vyšších rychlostech proudění zřejmě souvisí s porušováním ochranných vrstev. [5] [12]

2.2.3.3 Koroze plastů

K poškozování plastů dochází většinou vlivem mikrobiální činnosti na jejich povrchu. Proces usnadňuje difúze některých složek plastů na jejich povrch (např. změkčovadla), zvýšení obsahu vody, vyloučení kyselin atd. Tak např. předměty z polyvinylacetátu, které jsou mikrobiálně intaktní, podléhají dlouhodobé hydrolyze při níž se z nich uvolňuje polyvinylalkohol a acetát. Ten mohou využívat k růstu některé houby jako např. *Cladosporium*, *Stemphyllium* a další, přičemž tvoří černé kolonie na povrchu materiálu. [3]

2.2.3.4 Mikrobiologická koroze

Koroze může být ovlivňována činností mikroorganismů a to přímo či nepřímo. Mikroorganismy mohou [12]:

- přímo ovlivňovat anodické a katodické reakce;
- měnit odolnost kovů vlivem přítomnosti metabolitů;
- působit vznik koncentračních mikročlánků na povrchu kovu.

2.2.3.5 Ochrana proti korozi

Způsoby ochrany proti korozi betonových a kovových konstrukcí je možno rozdělit na [13]:

- úpravu povrchu materiálu, např. pokovování, izolační nátěry atd.;
- úpravu vody;
- ostatní způsoby, např. katodová ochrana.

Vodu lze upravovat různými metodami [12] [13]:

- a) odkyselování;
- b) zvyšování koncentrace vápenatých a hydrogenuhličitanových iontů;
- c) snižování obsahu vápenatých a hořečnatých iontů, deionizace, demineralizace;
- d) dávkování inhibitorů koroze - fosforečnanů.

2.2.4 Tvorby inkrustací

Vznik inkrustací, zejména CaCO_3 závisí na porušení vápenato-uhličitanové rovnováhy. Při určité koncentraci volného oxidu uhličitého nedochází k rozpouštění ani k vylučování kalcitu. Tento volný oxid uhličitý, který je v rovnováze s koncentrací iontů Ca^{2+} a HCO_3^- , se nazývá rovnovážný oxid uhličitý. Je-li koncentrace volného CO_2 menší než koncentrace rovnovážného CO_2 , bude mít voda tendenci vylučovat kalcit, bude pravděpodobně inkrustující. Naopak je-li koncentrace volného CO_2 větší, než odpovídá rovnovážné

koncentraci, je ve vodě nadbytečný oxid uhličitý, který může rozpouštět kalcit a voda bude pravděpodobně agresivní. [7]

Vápenato-uhličitánová rovnováha závisí na teplotě a iontové síle vody. [7]

2.2.4.1 Odstraňování inkrustací

Inkrustace již vzniklé lze odstraňovat [13]:

- a) mechanicky;
- b) chemicky;
- c) fyzikálními způsoby nebo kombinací fyzikálně-chemických způsobů.

Mechanické způsoby jsou vhodné u potrubí větších průměrů (málo větvené řady), chemické jsou naopak vhodné pro malé profily, domovní instalace atd. [13]

Pro chemické čištění se obvykle používá kyseliny chlorovodíkové s přidavkem inhibitoru koroze, popř. roztoků komplexačních činidel. [13]

Do třetí skupiny je možno zahrnout způsoby odstraňování inkrustací vzduchem a tlakovou vodou, magnetickou úpravou vody atd. [13]

Odstraňování inkrustací magnetickou úpravou vody je založeno na změně charakteru inkrustů především vápenatých, z krystalických na amorfni, které je možno odstranit mechanicky proplachováním potrubí. [13]

2.2.5 Tvorba biofilmů na stěnách potrubí a vodojemů

Ve vodojemech vzdálenějších od úpravny, v úsecích vodovodních řádů a rozsáhlých vodovodních systémech s delší dobou zdržení vody dochází vlivem nedostatečné koncentrace zbytkového chloru či jeho úplné absence k častému výskytu živých organismů. Přítomnost biosestonu, který je zdrojem organického uhlíku v pitné vodě, ještě sama o sobě zpravidla neznamenaá přímou hygienickou závadnost. Podílí se však na sekundárním pomnožování mikroorganismů a tvorbě biofilmů na vnitřním povrchu potrubí, na stěnách komor vodojemů a na dalších zařízeních ve vodárenských rozvodných sítích. V této souvislosti se někdy hovoří o biologické stabilitě pitné vody. Biologicky stabilní voda má obsahovat natolik nízké koncentrace rozložitelných organických látek a minerálních živin, že ani za příhodných hydraulických a teplotních podmínek neumožňují růst a rozmnožování mikroorganismů. V případě biologické nestability pitné vody je významná i vzdušná kontaminace ve vodojemech. Jednou z možností kvantifikace biologické stability je stanovení biodegradabilního podílu rozpuštěného organického uhlíku – BDOC. [7] [16] [18] [1]

Biofilmy např. indukují spotřebu dezinfekčních látek, urychlují korozi potrubí a umožňují pomnožování koliformních a oportunních patogenních bakterií. [19]

Jako biofilm je zpravidla označována „aktivní biologická vrstva složená z mikroorganismů a jejich extracelulárních polymerních produktů, která je přichycena na povrchu nejrůznějších podkladů, které jsou v kontaktu s vodou“. Důsledkem produkce extracelulárních polymerních substancí bakteriemi biofilm roste. [19] [1]

V bakteriálních biofilmech distribuční sítě byla izolována celá řada heterotrofních bakteriálních rodů: *Athrobacter*, *Flavobacterium*, *Moraxella*, *Acinetobacter*, *Enterobacter*, *Citrobacter*, *Serratia*, *Proteus*, *Agrobacterium*, *Corynebacterium*. Součástí biofilmů jsou také mikroskopické púdní houby a to např. *Penicilium*, *Aspergillus*, *Mucor*, *Alternaria* a *Cladosporium*. [19]

Rozdíly v populacích suspendovaných a biofilmových bakterií jsou ovlivněné především selekčními tlaky dezinfekce na suspendované bakterie. Ve volné vodě jsou většinou

grampozitivní bakterie, naopak v biofilmech převládají gramnegativní bakterie. Směrem od úpravny vody ke spotřebiteli dochází k postupné změně společenstva. Biofilmy s vyššími bakteriálními abundancemi jsou vystaveny mnohem většímu vlivu proudící kapaliny a výsledkem je odtrhávání částí biofilmů a následně vyšší bakteriální abundance ve vodním sloupci. Nárůst počtu bakterií v distribuované vodě je způsoben pomnožováním bakterií biofilmu na stěnách potrubí a jejich kontinuálním odtrháváním. [19]

2.2.5.1 Faktory řídící výskyt a růst biofilmů v distribučním systému

Vývoj biofilmů je ovlivňován několika faktory [19]:

- kvalitou upravené vody, např. teplotou, koncentrací živin, hustotou suspendované mikrobiální populace, zbytkovou koncentrací dezinfektantů;
- vlastnostmi potrubí, např. typ materiálu, stáří, drsnost povrchu;
- hydraulickými podmínkami, jako jsou rychlost proudění a hydraulický režim.

Většina těchto faktorů značně kolísá jak uvnitř jednoho distribučního systému, tak mezi sebou navzájem. [19]

Environmentální faktory [19]:

Teplota má významný vliv na spotřebu chloru systémem a na volný reziduální chlor potřebný ke kontrole heterotrofních bakterií biofilmu. Ve vodě s biodegradabilní organickou hmotou byla zjištěna silná lineární závislost mezi teplotou a rezidui volného chloru potřebným ke kontrole biofilmu. Při nižších teplotách jsou bakterie pravděpodobně z distribučního systému vypláchnuty ještě předtím než se objeví jejich významnější růst.

Dostupnost živin ovlivňuje růstovou rychlost buněk a metabolickou aktivitu populací, což bude ovlivňovat i vývoj biofilmu. Základními živinami pro bakterie jsou uhlík, dusík a fosfor, které jsou vyžadovány v poměru zhruba 100:10:1 (C:N:P). Snížením obsahu uhlíku by měl být proto limitován i růst biofilmů.

Koncentrace dezinfekčních látek [19]:

Přichycení na povrchu potrubí poskytuje bakteriím značnou rezistenci k dezinfekčním prostředkům. Obecně platí, že bakterie v biofilmu jsou obvykle více rezistentní proti chemické dezinfekci než planktonní bakterie ve volné vodě. Tuto rezistenci biofilmů k dezinfekčním činidlům vysvětluje několik mechanismů, např. v důsledku omezeného pronikání dezinfektantu skrz biofilmovou matici.

Zbytkové koncentrace dezinfekčních prostředků se chovají odlišně na různém povrchu, např. volný chlor reaguje s dvojmocným železem za vzniku nerozpustných železitých hydroxidů a proto železné potrubí vyžaduje vyšší dezinfekční rezidua než plastové potrubí.

Vliv hydraulických podmínek [19]:

Hydraulika vodního systému je velmi závislá na spotřebě a proto vykazuje denní i sezónní kolísání. Zvýšená průtočná množství umožňuje větší tok živin na povrchu potrubí, větší transport dezinfekční látky a vyšší strhávání biofilmů z povrchu potrubí. Naopak stagnace vody může přispívat ke ztrátě dezinfekčního rezidua a sedimentaci částic, které pak chrání bakterie před účinky dezinfekčního činidla a zvětšují povrch pro uchycení biofilmu.

2.2.5.2 Problémy způsobované biofilmy v distribučních systémech pitné vody

Tvorba biofilmů představuje vážné důsledky jak pro distribuční systém tak pro kvalitu pitné vody. Biofilmy působí v podstatě tři kategorie problémů [19]:

- zdravotní problémy, především z důvodu schopnosti hostit oportunní bakterie, což je organismus, který může způsobit onemocnění jedinců se sníženou imunitou;

- estetické (organoleptické) problémy, zejména zápach, např. metabolitů mikroorganismů, volatilních organických látek (VOC) obsažené v biofilmech;
- problémy spojené se škodlivým vlivem na distribuční systém, např. mikroorganismy biofilmu mohou ovlivnit korozi změnou chemických podmínek v okolí materiálu).

2.2.5.3 Možnosti omezování biofilmů

Existují tři základní mechanismy, jak kontrolovat tvorbu bakteriálních biofilmů v distribučním systému [19]:

- změna dezinfekčního režimu či změna vlastního dezinfekčního činidla, např. chloramin je více účinnější dezinfektant pro biofilmy než chlor, protože může pronikat hlouběji do biofilmu, avšak v distribučním systému se často vyskytuje nitrifikace;
- snížení obsahu organického uhlíku ve vodě;
- výměna materiálu potrubí.

2.2.6 Nitrifikace amoniakálního dusíku

Při vyšších koncentracích amoniakálního dusíku v pitné vodě, za přítomnosti kyslíku a při dostatečné době zdržení vody v distribuční síti může dojít k rozvoji nitrifikačních mikroorganismů a k nitrifikaci amoniakálního dusíku. [7]

Biomasa nitrifikačních bakterií má obecně schopnost ulpívat na povrchu různých látek a nosičů, hromadí se ve dnových sedimentech, v půdě, na suspendovaných látkách ve vodě aj. Ve vodovodním řadu pak často tvoří tenkou vrstvu v podobě nárostové kultury na vnitřních stěnách potrubí. K její tvorbě v rozvodném systému však nedochází okamžitě na začátku provozu vodovodních řadů, ale mnohdy vzniká až po dlouhé době, i za více jak 10 let. [21]

Za podmínek nitrifikace v distribuční síti bývá často nitrifikace neúplná a hromadí se zde dusitany, někdy až v koncentracích vyšších než $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, což je již z hlediska jakosti pitné vody nebezpečné. K neúplné nitrifikaci může docházet nejenom ve vodovodních řadech, ale i ve vodojemech. [7]

2.2.7 Sedimenty v potrubí

Sedimenty v potrubí pro dopravu a rozvod pitné vody bývají tvořeny částicemi různé velikosti a původu. Složení částic v distribučním systému se vlivem jejich velmi nízké koncentrace zjišťuje poměrně obtížně. Částice tvoří hydratované oxidy Fe, Mn, Zn, korozní produkty, sraženiny železa, konkrece vápna, písek, detritus, celulóza, textilní vlákna, zbytky rostlinných pletiv, škrob, pylová zrna, schránky centrických a penátních rozsivek, schránky obrněnek (*Ceratium*), schránky krytének, zbytky schránek a krunýřů vířníků a korýšů, motýlí šupiny, štětiny a svlečky máloštětinatců. [15] [16] [17]

Původ částic souvisí jak s druhem a vlastnosti dopravované vody tak s materiálem potrubí, armatur, vodojemů atd. a také provozem distribuční sítě. Nejčastěji se uvádí [15] [17]:

- snížený efekt úpravy surové vody
- únik jemných částic z náplně pískových filtrů
- dodatečné srážení hydratovaných oxidů kovů
- vylučování pevného CaCO_3 z vody
- dodatečná flokulace
- bakteriální rekontaminace
- koroze

Vlivem hydraulických změn v distribučním systému může být depozice resuspendována, přičemž jednotlivé částice mohou zhoršit kvalitu dopravované vody. Uvolněné částice mohou reagovat s dezinfekčním činidlem za vzniku DBP. V porovnání s chlorací je při chloraminaci kalové suspenze tvorba DBP podstatně nižší. Obsah DBP vzrůstá v závislosti na obsahu organických látek v kalu, obsahu volného chloru, reakční době a hydraulických poměrech. [15] [17]

Většina částic v distribučním systému sedimentuje a tvoří depozice v místech, kde jsou pro to příznivé hydraulické podmínky jako nízký průtok vody, mrtvá místa, vodojemy atd. [15]

Na depozicích v distribučních systémech se mohou podílet také částice z externích zdrojů jako např. při haváriích nebo výměně potrubí apod. [15]

Suspendované částice ovlivňují kvalitu dopravované vody zejména ve dvou směrech [15]:

- 1) mohou sloužit jako nosiče bakterií a současně je chránit před působením dezinfekčního činidla;
- 2) mohou zhoršovat senzorické vlastnosti dopravované vody a tím vyvolat stížnosti ze strany spotřebitelů.

2.2.8 Vyluhování škodlivých látek do vody

Z ochranných nátěrů, vrstev z plastů a potrubí z azbestocementu se mohou vylučovat škodlivé látky do vody. Z tohoto důvodu musí materiály, které jsou ve styku s pitnou vodou odpovídat vyhlášce č. 409/2005 Sb. [12] [24]

2.2.9 Omezení nežádoucích změn kvality distribuované vody

Nežádoucí změny kvality distribuované vody ke spotřebiteli je možné omezit pokládáním trub s dokonalou izolací vnitřních stěn či z nekorodujícího materiálu, dále využíváním vhodných úpravářských technologií (optimální dávkování provozních chemikálií, úpravu vody do vápenato-uhličitanové rovnováhy, dokonalé separační procesy), průběžnou kontrolou kvality vody v síti na několika vybraných profilech sítě a v neposlední řadě čištěním a odkalováním vodovodního řádu v častějších intervalech než 1× za rok (interval čištění závisí nejen na kvalitě dodávané vody, ale také na materiálu potrubí a trase sítě, liší se pro různá spotřebišť). [8]

2.3 Ukazatele jakosti pitné vody

Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody stanovuje mikrobiologické, biologické, fyzikální, chemické a organoleptické ukazatele pitné vody. Ukazatele, které indikují zhoršenou kvalitu pitné vody jsou např. železo, mangan, sloučeniny dusíku, organické znečištění atd. [23]

2.3.1 Teplota

Teplota je jedním z významných ukazatelů jakosti a vlastností vody. Řadí se mezi organoleptické vlastnosti vody. Optimální teplota vody je v rozmezí 8 - 12 °C. Voda teplejší neosvěžuje a chladnější negativně působí na gastrointestinální trakt. [9] [3]

2.3.2 pH

pH významně ovlivňuje průběh chemických a biochemických procesů ve vodě. Umožňuje rozlišit jednotlivé formy výskytu některých prvků ve vodě, je jedním z hledisek uplatňujících se při posuzování agresivity vody a ovlivňuje účinnost technologických procesů. [9]

Hodnota pH pitné vody je limitována vyhláškou č. 252/2004 Sb. rozmezím hodnot 6,5-9,5. [23]

2.3.3 Chlor

Chlorování se v technologii vody používá k hygienickému zabezpečení pitné vody a jako oxidační činidlo při úpravě vody. Chlor ve vodě má jednak chlorační a jednak oxidační účinky. Chlorační účinky má zejména elementární chlor. Kyselina chlorná a chlornany, které převažují v alkalickém prostředí, mají především účinky oxidační. [7]

Chlor reaguje s řadou organických látek ve vodách. Ve spojení s fenoly vznikají pachově závadné chlorfenoly. Při styku chloru s některými organickými látkami probíhá tzv. haloformová reakce za vzniku různých trihalogenmethanů, které jsou hygienicky závadné. [7]

Pod pojmem aktivní chlor se rozumějí všechny formy chloru, které oxidují jodidy v kyselém prostředí na jod (molekulární chlor, chlornany, chloraminy, oxid chloričitý). Dále se rozlišuje volný (aktivní) chlor (molekulární chlor, chlornany, ClO_2) a vázaný (aktivní) chlor (chloraminy). [7]

Pro hygienické zabezpečení pitné vody je nezbytná zbytková koncentrace aktivního chloru ve vodě, avšak při vyšších koncentracích chloru ovlivňuje aktivní chlor pak a chuť vody v závislosti na hodnotě pH. U pitné vody zabezpečované chlorem se vyžaduje vždy pozitivní reakce u spotřebitele. Čím je koncentrace zbytkového aktivního chloru v distribuované vodě nižší, tím je vyšší rychlost jeho spotřeby. [5] [7]

Koncentrace volného chloru v pitné vodě je limitována vyhláškou č. 252/2004 Sb. hodnotou $0,30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. [23]

2.3.4 Železo

Podzemní i povrchové vody často obsahují železo a mangan, jež způsobuje senzorické i technické závady. V malých koncentracích je železo běžnou součástí vod. Koncentrace železa obvykle převyšuje koncentraci manganu. [7] [8] [13]

Formy výskytu rozpuštěného a nerozpuštěného železa ve vodách závisejí na hodnotě pH, oxidačně-redukčním potenciálu a komplexotvorných látkách přítomných ve vodě. [7]

Železo se vyskytuje ve vodách v oxidačním stupni II a III. V bezkyslíkatém (anoxickém) redukčním prostředí podzemních vod a v povrchových vodách u dna nádrží a jezer se vyskytuje železo v oxidačním stupni II. Ve vodách obsahující rozpuštěný kyslík je železo v oxidačním stupni III nejstabilnější formou výskytu. [7]

Podle vyhlášky č. 252/2004 Sb. je koncentrace železa v pitné vodě limitována hodnotou $0,20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Železo není pro člověka toxikologicky nijak významná složka pitné vody. [10] [23]

Negativním působení vyšších koncentrací železa v pitné vodě spočívá především v tom, že: [7] [10]:

- železnaté ionty jsou v rozvodu pitné vody chemicky oxidovány do vyšších forem, které hydrolyzují za vzniku nerozpustných hydroxidů - vznikají suspenze těchto hydroxidů, které dávají pitné vodě nepříjemný zákal a zabarvení;
- v rozvodu vody dochází k oxidaci železnatých iontů železitými bakteriemi - dochází k zarůstání potrubí hydroxidy železa a rozvoji železitých bakterií, jež pak také ucpávají potrubí a při jejichž odumírání voda zapáchá;
- pokud dojde k průniku železnatých iontů až ke spotřebiteli, dochází k oxidaci a vylučování železa na místech, kde jsou pro tyto procesy příhodné podmínky, např. v bojlerech, karmách a pračkách, na teplosměnných plochách dochází k vylučování inkrustů a v pračkách ke vzniku rezavých skvrn na prádle;
- citlivější skupiny populace mohou vyšší koncentrace železa ve vodě postihnout i chuťově.

2.3.5 Mangan

Zvýšená koncentrace železa je obvykle doprovázena i zvýšenou koncentrací manganu. Manganu bývá obvykle méně než železa. Výskyt samotného manganu není obvyklý, i když i takovéto případy se vyskytují. [7] [8] [13]

Mangan se může vyskytovat ve vodách v rozpuštěné a nerozpuštěné formě především v oxidačních stupních II, III, IV. V technologii vody může mít význam i mangan v oxidačním stupni VII. [7]

V redukčních podmínkách za nepřítomnosti rozpuštěného kyslíku a jiných oxidačních činidel je nejstabilnější formou výskytu manganu ve vodě Mn^{II} . Mangan v oxidačním stupni II je ve vodách obsahujících rozpuštěný kyslík nestabilní. Mn^{II} je na rozdíl od Fe^{II} odolnější vůči oxidaci, ale naopak náchylnější k redukci. Komplexní formy Mn^{II} jsou vůči oxidaci rozpuštěným kyslíkem odolnější než jednoduchý ion Mn^{2+} . [7]

Podle vyhlášky č. 252/2004 Sb. je koncentrace manganu v pitné vodě limitována hodnotou $0,050 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Mangan stejně jako železo není pro člověka toxikologicky nijak významná složka pitné vody. Mangan má obdobné negativní vlastnosti jako železo, ale je škodlivější a proto jsou jeho nejvyšší přípustné koncentrace nižší než u železa. [7] [10] [23]

2.3.6 Sloučeniny dusíku

Dusík patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky. Patří do skupiny tzv. nutrientů, které jsou nezbytné pro rozvoj mikroorganismů. [7]

Dusík se vyskytuje ve zdrojích pitné vody v různých oxidačních stupních. V úvahu přichází amoniakální, dusitanový, dusičnanový dusík. [7]

Sloučeniny dusíku jsou ve vodách málo stabilní a podléhají v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu a hodnotě pH zejména biochemickým přeměnám. Kromě toho mohou probíhat i přeměny chemické. [7]

Dusičnany jsou stabilní při relativně vysokých hodnotách oxidačně-redukčního potenciálu. Avšak již v anoxických podmínkách mohou podléhat redukci na elementární dusík. Dusitany vzhledem ke své chemické labilitě nemohou ve vodě nikdy mezi sloučeninami dusíku převažovat. [7]

Organické dusíkaté látky se rozkládají mikrobiální činností a dusík se obvykle uvolňuje deaminací jako dusík amoniakální. [7]

Z biochemických přeměn anorganických forem dusíku je nejdůležitější oxidace amoniakálního dusíku na dusitany až dusičnany (nitrifikace) a redukce dusičnanů na elementární dusík (denitrifikace). Redukce dusičnanů až na amoniakální dusík, která je sice možná, avšak probíhá jen za specifických podmínek, se nepovažuje za denitrifikaci. [7]

2.3.6.1 Amoniakální dusík (NH_4^+ , NH_3)

Amoniakální dusík se vyskytuje ve vodách jako kation NH_4^+ a v neiontové formě jako NH_3 . Chemickými analytickými metodami se stanoví vždy obě formy současně, tj. celkový amoniakální dusík. [7]

V podzemních vodách se vyskytuje amoniakální dusík obvykle ve velmi nízkých koncentracích. Výjimkou jsou podzemní vody kontaminované fekáliemi nebo dusíkatými hnojivy a podzemní vody ropného původu. V povrchových vodách nepřevyšují koncentrace amoniakálního dusíku obvykle $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. [7]

Koncentrace amonných iontů v pitné vodě je limitována vyhláškou č. 252/2004 Sb. hodnotou $0,50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Samotné amonné ionty nejsou v tomto koncentračním rozsahu pro člověka příliš toxikologicky významné, jejich zvýšená koncentrace, zvláště spojená s nálezem bakteriální kontaminace vody, je ale indikátorem fekálního znečištění. [8] [23]

Při vyšší koncentraci amonných iontů v pitné vodě v distribuční síti ale existuje jiné další reálné nebezpečí: za přítomnosti kyslíku rozpuštěného ve vodě může ve vodovodních řadech docházet k biologické nitrifikaci přítomných amonných iontů. Za oxidaci amonných iontů jsou zodpovědné autotrofní nitrifikační bakterie, především bakterie rodu *Nitrosomonas*. Bakterie jsou ve vodovodním systému přítomny především ve formě nárostové kultury na vnitřních stěnách vodovodních řadů. K její tvorbě v rozvodném systému však nedochází okamžitě na začátku provozu vodovodních řadů, ale mnohdy vzniká až po dlouhé době. Tento bakteriální nárost není ale nikdy příliš mocný, takže výsledným produktem nitrifikace nejsou dusičnany, ale pouze dusitany. Účinnost biologické nitrifikace významně závisí na koncentraci kyslíku, oxidu uhličitého, hodnotě pH, $\text{KNK}_{4,5}$ a teplotě vody. [8] [21]

Vedle těchto změn v chemickém složení vody dochází i ke zhoršení mikrobiologických ukazatelů. Problém není jen přítomnost nitrifikačních bakterií, ale to, že v pitné vodě se vlivem autotrofních procesů objeví i biologicky využitelný organický uhlík, který může sloužit jako substrát pro heterotrofní bakterie a celkový mikrobiologický obraz pitné vody se prudce zhoršuje. [8]

Mnohdy je výskyt dusitanů v pitné vodě spojen i se změnou způsobu hygienického zabezpečení; chlorace – chloraminace, či s pouhou změnou desinfekčního prostředku chlor – chlornan. V případě odstraňování amonných iontů oxidací chlorem je třeba takové dávky chloru, které by byly postačující nejen pro vlastní chemickou oxidaci, ale také aby zajistila hygienické zabezpečení upravené vody. [21]

Obecně při použití oxidačního způsobu pro podzemní vody s obsahem amonných iontů pomocí chloru dochází nejen k jejich oxidaci, ale též k vzniku chloraminů, které mají slabší desinfekční účinky než samotný chlor. Výskyt nitrifikantů je v takovém případě jednoznačný a k neúplné nitrifikaci může pak docházet nejen v rozvodných řadech, ale i v akumulacích nádrží vodojemů. [21]

Amoniakální dusík ve vodě významně zvyšuje korozi mědi a jejích slitin. Koroze závisí na koncentraci amoniakálního dusíku a na hodnotě pH. [7]

Pro odstranění amonných iontů z pitné vody lze použít jak (fyzikálně) chemické, tak biochemické postupy. U prvé skupiny metod připadá v úvahu iontová výměna a chemická oxidace, popřípadě některé membránové procesy jako reverzní osmóza. [8]

2.3.6.2 Dusitany

Dusitany přítomné ve vodě vznikají zejména biochemickou oxidací amoniakálního dusíku (nitrifikací) nebo biochemickou redukcí dusičnanů (méně často). [7]

Dusitany zpravidla doprovázejí ve vodách dusičnany a formy amoniakálního dusíku. Vzhledem ke své chemické a biochemické labilitě se vyskytují obvykle ve velmi malých a často jen ve stopových koncentracích. [7]

V koncentracích vyskytujících se v podzemních a povrchových vodách jsou dusitany samy o sobě hygienicky nevýznamné. Ve větších koncentracích však způsobují methemoglobinaemii. Koncentrace dusitanů v pitné vodě je limitována vyhláškou č. 252/2004 Sb. hodnotou $0,50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. [7] [23]

2.3.6.3 Dusičnany

Dusičnany vznikají hlavně sekundárně při nitrifikaci amoniakálního dusíku. Dusičnany se vyskytují téměř ve všech vodách a patří mezi čtyři hlavní anionty. [7]

Koncentrace dusičnanů v pitné vodě je limitována vyhláškou č. 252/2004 Sb. hodnotou $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Dusičnany samy o sobě jsou málo škodlivé. Hlavní toxikologický význam dusičnanů spočívá v jejich druhotném, nepřímém působení. Dusičnany tak představují první článek v řetězci biochemických a chemických přeměn vedoucích k tvorbě chemických sloučenin, které pak mohou být pro lidský organismus toxické. V lidském těle tak dochází k nečastějším přeměnám dusičnanů na dusitany, event. k následné reakci dusitanů s primárními či sekundárními aminy za vzniku karcinogenních nitrosaminů. Pokud nejsou dusičnany redukovány na dusitany, vylučují se poměrně rychle močí. [7] [20] [23]

Metody pro odstraňování dusičnanů z pitné vody jsou fyzikálně chemické, chemické a biologické [8]

2.3.7 Organické látky

Organické látky ve vodách mohou být původu buď přírodního, nebo antropogenního. Z hygienického i vodo hospodářského hlediska je nutné rozlišovat látky podléhající biologickému rozkladu ve vodách a látky biochemicky rezistentní (biologicky těžko rozložitelné). Znečištění vod biologicky těžko rozložitelnými látkami je nežádoucí, protože jen pomalu podléhají biologickým procesům v podzemních i povrchových vodách a mohou přecházet až do pitné vody. [7]

Organické látky mohou významně ovlivňovat chemické a biologické vlastnosti vod. Některé mohou mít účinky karcinogenní, mutagenní, alergenní nebo teratogenní, ovlivňovat barvu, chuť, pach, pěnivost vody, tvořit povrchový film na hladině a tím zhoršovat přestup

kyslíku do vody, ovlivňovat komplexační kapacitu vody a tím desorbovat toxické kovy do vody. [7] [11]

Důležité je hodnocení organických látek ve vodě z hlediska jejich biologické rozložitelnosti. Rozlišují se látky rozložitelné (snadno a obtížně a nerozložitelné (neškodné a toxické). [3]

Vody mohou obsahovat i stovky různých organických látek. Organické látky mající zvláštní hygienický význam nebo význam pro úpravný a čistírný vod patří huminové látky, fenoly, uhlovodíky, chlorované organické látky, tenzidy a pesticidy. Identifikace jednotlivých organických látek většinou nemá význam. Proto se organické látky stanovují jako celková koncentrace organických látek ve vodě, případně se stanovují některé organické látky skupinově. [7] [11]

Pro stanovení veškerých organických látek ve vodě se používá [7]:

- stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK) dichromanem nebo manganistanem draselným;
- stanovení organického uhlíku (TOC, DOC);
- stanovení biochemické spotřeby kyslíku (BSK).

Některé skupiny chemicky podobných organických látek lze stanovit samostatně. [7]

Mezi tato skupinová stanovení patří stanovení [7]:

- absorpance v ultrafialové oblasti;
- organicky vázaných halogenů;
- nepolárních extrahovatelných látek;
- fenolů;
- huminových látek;
- tenzidů (povrchově aktivních látek);
- organicky vázaného dusíku.

2.3.7.1 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)

Při stanovování chemické spotřeby kyslíku se na koncentraci organických látek ve vodě usuzuje podle množství oxidačního činidla, které se za určitých podmínek spotřebuje na jejich oxidaci. Výsledky se přepočítávají na kyslíkové ekvivalenty a udávají se v $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. [7]

Při analýze pitné vody se jako oxidační činidlo používá manganistan draselný. [7]

Výhodou CHSK_{Mn} je jednoduchost provedení, poměrně malá časová náročnost a malá spotřeba činidel i tepelné energie. [4]

Hlavní nevýhodou CHSK_{Mn} je nízký stupeň oxidace většiny organických látek. Některé alifatické a aromatické uhlovodíky, nižší alifatické alkoholy, alifatické kyseliny a aminokyseliny se neoxidují téměř vůbec. Poněkud více se oxidují nenasycené karboxylové kyseliny, sacharidy, fenoly a jejich deriváty a také huminové kyseliny. U většiny aromatických sloučenin je stupeň oxidace vyšší než u alifatických a pohybuje se asi od 40 % do téměř 100 %, což je příčinou poměrně vysokého procenta oxidace huminových látek a fulvokyselin. [7]

CHSK_{Mn} tedy není skutečnou mírou organického znečištění vod, to je jednoznačně velmi podhodnoceno. Z tohoto hlediska je výhodnější stanovení celkového organického uhlíku - TOC, jelikož dochází k úplné oxidaci organických látek při termickém spalování až na oxid uhličitý, postihuje tudíž širší spektrum organických látek než CHSK. Z výše uvedeného vyplývá, že při běžném hodnocení ukazatelů CHSK a obsahu organického uhlíku stejné hodnoty neznamenaají stejnou koncentraci organických látek. Hodnoty CHSK i TOC souvisí

s elementárním složením organických látek, ale u hodnoty CHSK se jedná pouze o kyslíkové ekvivalenty, u hodnoty TOC o koncentraci uhlíku, ale nikoliv o skutečnou koncentraci organických látek. [4] [7]

Podle vyhlášky č. 252/2004 Sb. je koncentrace chemické spotřeby kyslíku manganistanem v pitné vodě limitována hodnotou $3,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ a celkového organického uhlíku $5,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. [23]

2.3.7.2 UV absorbance

Vody absorbují v závislosti na druhu a koncentraci rozpuštěných látek záření v ultrafialové spektrální oblasti (200-350 nm). [3]

Absorbance v ultrafialové oblasti (obvykle při 254 nm) je jednoduchým skupinovým stanovením, které je charakteristické pro aromatické sloučeniny. Nelze však odlišit přírodní huminové látky od průmyslového znečištění aromatickými sloučeninami. Má proto především jen indikační hodnotu. V posledních letech lze pozorovat určitý odklon od stanovení absorbance ve vodách. [7]

2.3.7.3 Trihalogenmethany (THM)

Při hygienickém zabezpečování vody chlorací mohou vznikat jako vedlejší produkty dezinfekce mj. i trihalogenmethany (THM). Vznik THM a jejich poměrné zastoupení závisí na teplotě, hodnotě pH, koncentraci organických látek schopných působit jako prekurzory tvorby THM, počáteční a konečné koncentraci chloru a reakční době. Reakce probíhá poměrně pomalu, takže zjištěné koncentrace se mohou lišit v závislosti na době odběru po chloraci vody. Proto obvykle koncentrace THM narůstá i po vstupu upravené vody do vodovodní sítě a nejvyšší koncentrace se nacházejí až u spotřebitele. Prekurzorem jsou především huminové kyseliny a fulvokyseliny běžně přítomné ve vodách. Nemusí být však prekurzorem jediným. Mechanismus tvorby není dosud jednoznačně vysvětlen. Zdá se, že vznik trichlormethanu lze vysvětlit reakcí chloru při štěpení aromatického jádra mezi hydroxylovými skupinami, které jsou v poloze 1,3. Reakce probíhá nejméně ve dvou stupních. V prvním se z huminových látek vytvoří chlorované meziprodukty a teprve z nich vznikají THM. [7]

Podle vyhlášky č. 252/2004 Sb. činí nejvyšší mezní hodnota trichlormethanu v pitné vodě $30 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. [23]

3 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

3.1 Pomůcky a přístroje

- analytické váhy SCALTEC SPB31 (Max 210 g, d = 0,1 mg)
- elektrický vařič ETA 2117
- komparátor
- křemenná fotometrická kyveta s optickou dráhou 50 mm
- laboratorní sklo
- pH-metr Orion model 290A
- skleněná fotometrická kyveta s optickou dráhou 10 a 50 mm
- spektrofotometr SPECORD 40 fy Analytic Jena s programem WinAspect
- rtuťový teploměr
- varná deska typ TD 3 fy Altec
- váhy SCALTEC SPB62 (Max 3100 g, d = 0,1 g)

3.2 Chemikálie

- 4-aminobenzen-sulfonamid (Sulfanilamide, purum $\geq 98\%$) – Fluka
- amoniak vodný roztok 25 % – Lach-Ner
- azid sodný p.a. – Penta
- citronan sodný p.a. – Spolana n.p. Neratovice
- dezinfekční přípravek Savo o složení: chlornan sodný méně než 5 % – Biochemie
- dichlorisokyanuratan sodný dihydrát (Dichloroisocyanuric acid sodium salt Dihydrate, purum $\geq 98\%$) – Fluka
- dusičnan draselný čistý – Lachema
- dusitan sodný čistý – Spolana n.p. Neratovice
- formaldehyd 36 – 38 % roztok p.a. – Onex
- hydroxid sodný p.a. – Lach-Ner
- hydroxylamin hydrochlorid p.a. – Penta
- chelaton 3 p.a. – Lachema
- chlorid amonný p.a. – Lachema
- kyselina octová 99 % p.a. – Lach-Ner
- kyselina octová 99,8 % p.a. – Lachema
- kyselina o-fosforečná 85 % p.a. – Lachema
- kyselina sírová 95 – 97,5 % p.a. – Penta
- kyselina sírová p. a. – Merci, Onex
- kyselina šťavelová p.a. – Lachema
- manganistan draselný pro analysu – Lachema
- N-(1-naftyl)ethylendiamin dihydrochlorid p.a. – Loba Feinchemie
- nitroprussid sodný p.a. – Lachema
- octan amonný p.a. – Lachema
- o-fenantrolin HCl p.a. – Lachema
- o-fenantrolin monohydrát p.a. – Lachema, Penta
- o-tolidin p.a. – Lach-Ner
- pufr borátový pH 9 – SEVAC
- pufr fosfátový pH 7 – SEVAC

- pufr ftalátový pH 4 – SEVAC
- salicylan sodný p.a. – Lach-Ner
- síran amonno-železnatý hexahydrát p.a. – Lachema, Lach-Ner
- síran manganatý monohydrát p.a. – Lachema

3.3 Vzorky vody a jejich odběr

Vzorky pitné vody byly odebírány v obytných domech a na veřejně přístupných výstupech pitné vody (např. WC v obchodním centru apod.) na několika místech po trase vybraných distribučních sítí pitné vody.

Vzorky byly odebírány do polyethylentereftalátových lahví. Vzorky byly mezi stanoveními uskladněny na temném a chladném místě.

3.3.1 Brněnská vodovodní síť

3.3.1.1 Zdroje vody

- podzemní voda z prameniště Březová nad Svitavou přiváděná do brněnské sítě I. a II. březovským přivaděčem.
- povrchová voda z údolní přehradní nádrže Vír upravená v úpravně vody Švařec přiváděná do brněnské sítě vírským oblastním vodovodem.

3.3.1.2 Odběrná místa

Místa odběru, která jsou zásobována podzemní vodou, která je mísená vodou povrchovou:

- Královo Pole - čerstvá voda označená symbolem S
- voda skladována v potrubí 2 dny označená symbolem T
- Bohunice - čerstvá voda označená symbolem S
- voda skladována v potrubí přes noc označená symbolem T
- Černovice
- Slatina
- Modřice

Místo odběru, které je zásobováno podzemní vodou:

- Lesná

Místa odběru jsou vyobrazena v „Příloha 1“

3.3.1.3 Data odběru

- 11. 2. 2008
- 18. 2. 2008
- 25. 2. 2008
- 3. 3. 2008
- 10. 3. 2008
- 17. 3. 2008 – vzorek z Černovic nebyl odebrán
- 25. 3. 2008
- 31. 3. 2008
- 7. 4. 2008
- 14. 4. 2008

3.3.2 Distribuční síť úpravny vody Švařec a Vír

3.3.2.1 Zdroj vody

- povrchová voda z údolní přehradní nádrže Vír

3.3.2.2 Odběrná místa

Místo odběru zásobované vodou z úpravny vody Švařec:

- Štěpánov

Místa odběru zásobovaná vodou z úpravny vody Vír:

- Vír
- Bystřice nad Pernštějnem
- Dolní Rožínka
- Nové Město

Místa odběru jsou vyobrazena v „Příloha 2“

3.3.2.3 Datum odběru

- 1. 4. 2008

3.3.3 Distribuční síť úpravny vody Štítary

3.3.3.1 Zdroj vody

- povrchová voda z Vranovské nádrže

3.3.3.2 Odběrná místa

- Moravské Budějovice
- Jaroměřice nad Rokytou
- Třebíč
- Náměšť nad Oslavou
- Budkov
- Dukovany

Místa odběru jsou vyobrazena v „Příloha 3“

3.3.3.3 Datum odběru:

- 14. 4. 2008

3.3.4 Distribuční síť úpravny vody Mostiště

3.3.4.1 Zdroj vody

- povrchová voda z přehradní nádrže Mostiště

3.3.4.2 Odběrná místa

- Křižanov
- Velká Bíteš

Místa odběru jsou vyobrazena v „Příloha 4“

3.3.4.3 Data odběru:

- Křižanov: 1. 4. 2008

- Velká Bíteš: 14. 4. 2008

3.4 Metody analytického stanovení

Metody analytického stanovení byly hodnoceny dle normy ČSN ISO 8466-1 (75 7031) Jakost vod. Kalibrace a hodnocení analytických metod a určení jejich charakteristik. Část 1: Statistické hodnocení lineární kalibrační funkce. Toto hodnocení bylo doplněno o výpočet detekčního limitu metody (DLM) dle Grahama a dle Millera a meze stanovitelnosti dle Millera. [27] [2] [6]

Pracovní rozsah kalibrace byl zvolen tak, aby pokrýval očekávané koncentrace stanovovaných látek a jeho dolní mez byla vyšší než DLM. Koncentrace kalibračních roztoků byly rozmístěny ekvidistantně přes celý pracovní rozsah. [27]

Lineární kalibrační funkce je vyjádřena rovnicí [27]:

$$y = a + bx$$

Hodnota směrnice b jako míra citlivosti se vypočítá z rovnice [27]:

$$b = \frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}$$

Průsečík na ose pořadnic a se určí z rovnice [27]:

$$a = \bar{y} - b\bar{x}$$

Hodnota reziduální směrodatné odchylky, s_y , se vypočítá z rovnice [27]:

$$s_y = \sqrt{\frac{\sum (y_i - \hat{y}_i)^2}{N - 2}}$$

DLM dle Grahama udává koncentraci analytu, která nemůže být na hladině statistické významnosti odlišena od nulové koncentrace. DLM je koncentrace analytu při níž dolní mez intervalu spolehlivosti je rovna nule. [2]

DLM dle Millera je koncentrace analytu dávající signál odpovídající informační veličině rovnající se hodnotě úseku y regresní přímky a , zvětšené o trojnásobek reziduální směrodatné odchylky s_y . [6]

Mez stanovitelnosti (MS) dle Millera je koncentrace analytu dávající signál odpovídající informační veličině rovnající se hodnotě úseku y regresní přímky a , zvětšené o trojnásobek reziduální směrodatné odchylky s_y . [6]

Hodnota koncentrace v analyzovaném vzorku se získala z hodnoty průměru řady opakování naměřené se stejným původním vzorkem, výpočtem [27]:

$$\bar{\hat{x}} = \frac{\bar{y} - a}{b}$$

Ze zákona o rozdělení chyb vyplývá, že pro každou hodnotu x existuje interval spolehlivosti pokrývající skutečnou hodnotu y . Mezi mezemi intervalu spolehlivosti lze očekávat skutečnou kalibrační funkci na úrovni statistické významnosti $\alpha = 0,05$. Interval spolehlivosti se vypočítá ze vztahu [27]:

$$\bar{\hat{x}}_{1,2} = \frac{\bar{\hat{y}} - a}{b} \pm \left(\frac{s_y \cdot t}{b} \cdot \sqrt{\frac{1}{N} + \frac{1}{n} + \frac{(\bar{\hat{y}} - \bar{y})^2}{b^2 \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}} \right)$$

Pro kalibraci byly připraveny dvakrát roztoky o pěti koncentracích ($N=10$; $n=2$). Vzorby byly vždy analyzovány dvakrát. U stanovení chloru byly pro kalibraci připraveny jedenkrát roztoky o pěti koncentracích ($N=15$; $n=1$) a vzorky byly analyzovány jen jednou.

3.5 Měření teploty

3.5.1 Postup měření

Ihned po odběru vzorku byla změřena teplota vody. Výsledky jsou uvedeny v „Příloha 5“.

3.6 Měření absorpčních spekter

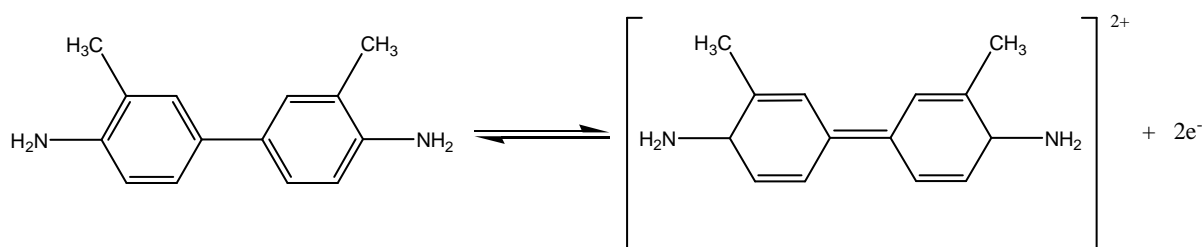
3.6.1 Postup měření

U vzorku bylo proměřeno absorpční spektrum s krokem 1 nm rychlostí $2 \text{ nm} \cdot \text{s}^{-1}$ v rozmezí vlnových délek 190 – 700 nm proti vodě v křemenné kyvetě o optické dráze 50 mm.

3.7 Stanovení chloru

3.7.1 Princip metody

Aktivní chlor reaguje v kyselém prostředí s o-tolidinem za vzniku žlutého až oranžového zbarvení. [9]



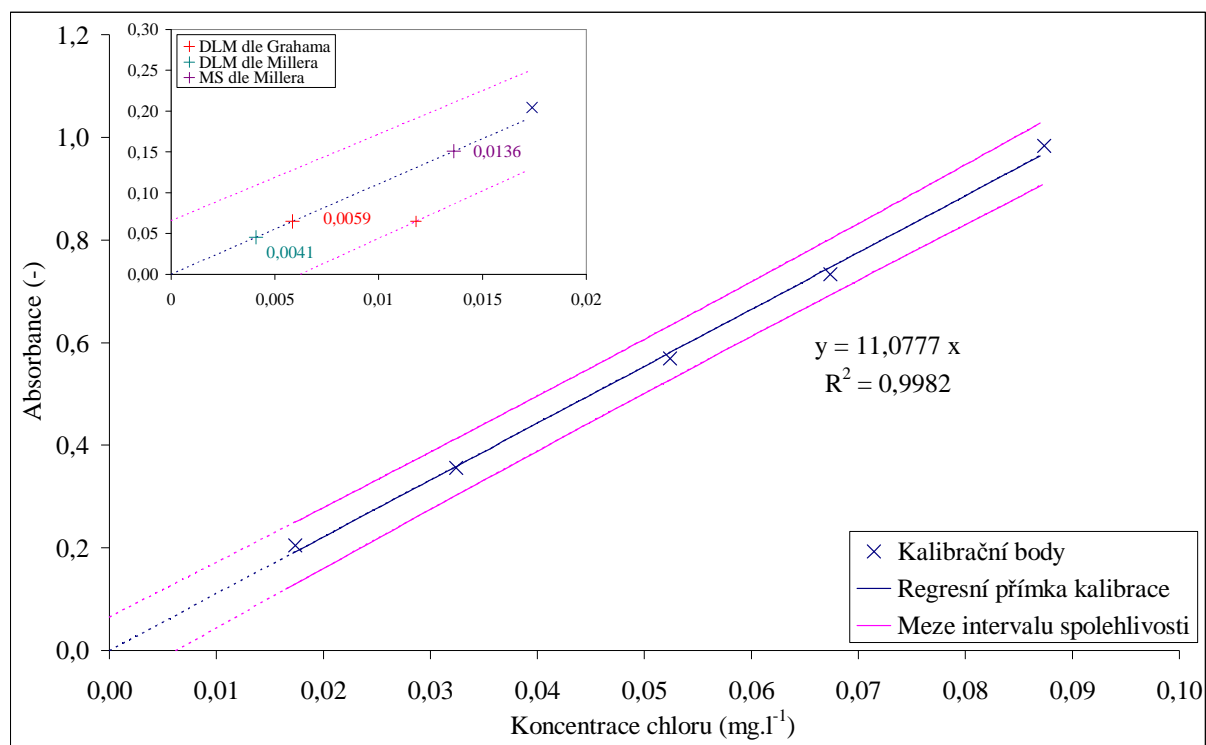
Obrázek 2: Reakce o-tolidinu při stanovení chloru [9]

3.7.2 Postup kalibrace a analýzy vzorků

K 50 ml vzorku byly přidány 2 ml 0,135 % roztoku o-tolidinu. Následně byla změřena absorbance roztoku spektrofotometrem při vlnové délce 435 nm proti vodě ve skleněné kyvetě o optické dráze 50 mm.

Pro kalibraci byl zředěn roztok Sava na takovou koncentraci, při které změřená absorbance odpovídala naměřeným absorbancím vzorků vody. Připravený roztok byl zředěn na 20; 40; 60; 80; 100%. K 50 ml roztoků byly přidány 2 ml 0,135 % roztoku o-tolidinu. Takto připravené roztoky byly změřeny jako vzorky na spektrofotometru a poté proměřeny na komparátoru. Tímto postupem byly k absorbancím přiřazeny koncentrace chloru v roztoku.

Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti je zobrazena v následujícím grafu. Ve výřezu grafu je znázorněn detekční limit metody dle Grahama a dle Millera a mez stanovitelnosti dle Millera.



Graf 1: Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení chloru.

3.8 Stanovení celkového rozpuštěného železa

Metoda stanovení železa v pitné vodě je dána ČSN ISO 6332 (75 7433) Jakost vod. Stanovení železa. Fotometrická metoda s 1,10- fenantrolinem. [28]

3.8.1 Princip metody

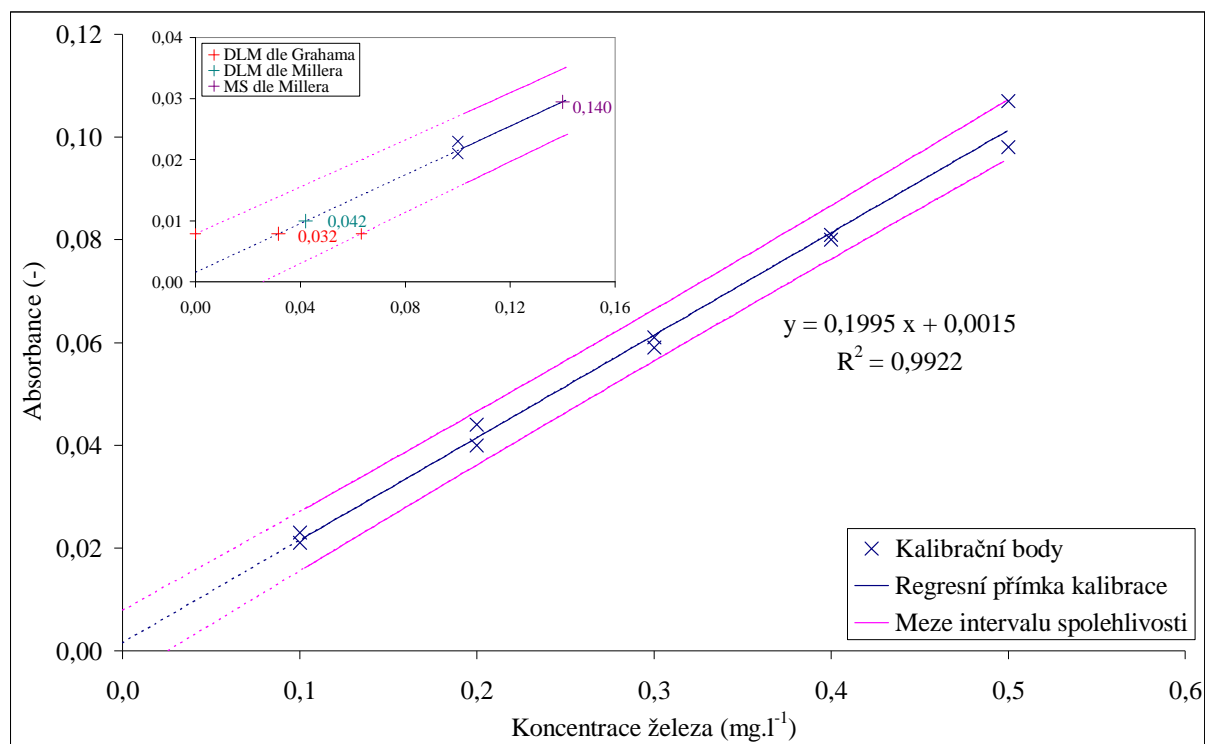
Při stanovení celkového rozpuštěného železa je obsah železa převeden na Fe^{II} redukcí hydroxylaminhydrochloridem. Fe^{II} v přítomnosti nadbytku 1,10-fenantrolinu tvoří červenooranžový komplex. Tento komplex vzniká v rozmezí pH = 2,5 až 9, nejstabilnější je v oblasti pH = 3 až 4. Absorpční maximum je v okolí vlnové délky 510 nm. [4] [28]

3.8.2 Postup kalibrace a analýzy vzorků

49,5 ml vzorku bylo okyseleno 0,5 ml kyseliny sírové v poměru 1:3. K takto upravenému vzorku byl přidán 1 ml roztoku hydroxylaminhydrochloridu a vše bylo promícháno. Poté byly k roztoku přidány 2 ml octanového tlumivého roztoku. Nakonec byly přidány 2 ml roztoku 1,10-fenantrolinu. Vše bylo promícháno a uloženo do tmy. Po uplynutí 15 minut byla změřena absorbance roztoku spektrofotometrem při vlnové délce 540 nm proti vodě ve skleněné kyvetě o optické dráze 10 mm.

Pro kalibraci byl připraven standardní roztok o koncentraci 0,10 g železa na litr rozpuštěním 0,7025 g hexahydrátu síranu amonno-železnatého v 1 litru vody. Z tohoto roztoku byl připraven pracovní roztok o koncentraci železa $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Z pracovního roztoku byly připraveny kalibrační roztoky o koncentraci železa 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Kalibrační roztoky byly zpracovány stejným postupem jako vzorky viz. postup výše.

Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti je zobrazena v následujícím grafu. Ve výřezu grafu je znázorněn detekční limit metody dle Grahama a dle Millera a mez stanovitelnosti dle Millera.



Graf 2: Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení železa

3.9 Stanovení manganu

Metoda stanovení manganu v pitné vodě je dána ČSN ISO 6333 (75 7447) Jakost vod. Stanovení manganu. Spektrofotometrická metoda s formaldoximem. [29]

3.9.1 Princip metody

Mangan reaguje v alkalickém prostředí s formaldoximem $\text{CH}_2=\text{N}-\text{OH}$ za vzniku rozpustného oranžově červeného komplexu $(\text{CH}_2=\text{NO})_3\text{Mn}$. Zabarvení se vyvine poměrně brzy. Intenzita zbarvení oranžově červeného komplexu se měří při vlnové délce asi 450 nm. Mn^{II} se oxiduje vzdušným kyslíkem na Mn^{III} a proto se uvedenou metodou stanovuje celkový mangan. [4] [29]

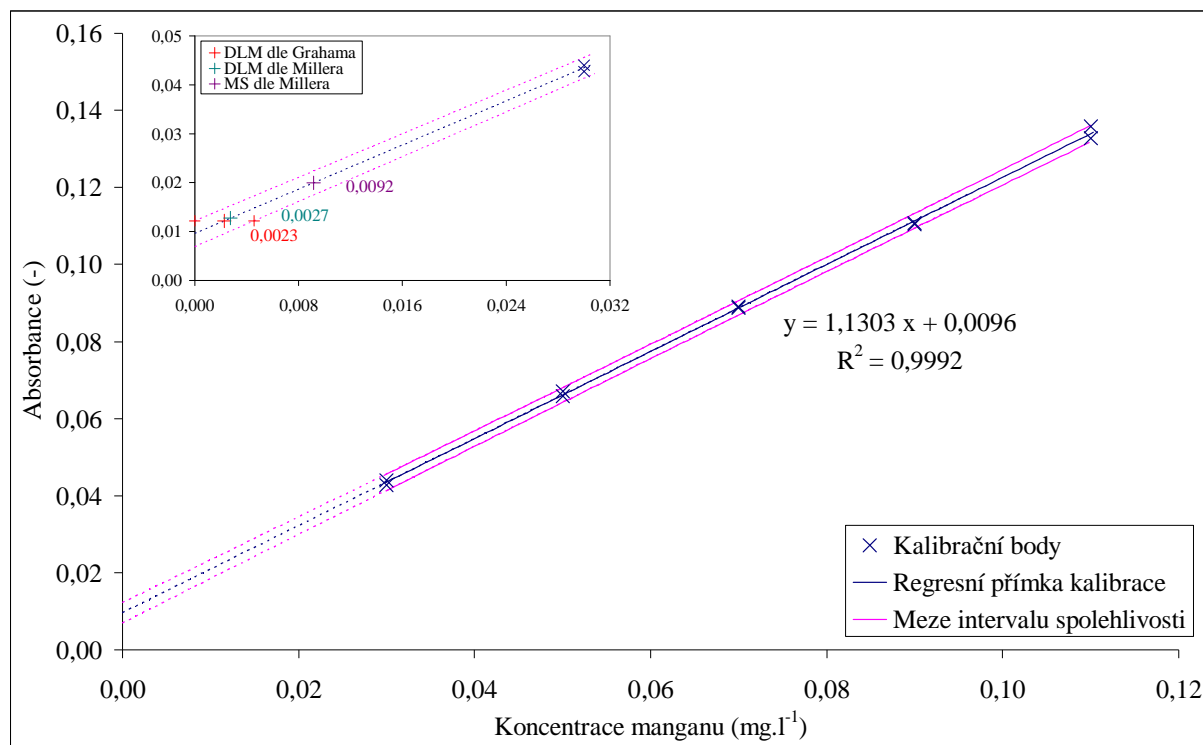
3.9.2 Postup kalibrace a analýzy vzorků

K 50 ml vzorku byl přidán 1 ml roztoku síranu diamonno-železnatého a 2 ml roztoku EDTA. Po promíchání byl přidán 1 ml roztoku formaldoximu a hned nato 2 ml roztoku hydroxidu sodného a roztok byl promíchán. Po 5 – 10 minutách byly přidány 3 ml roztoku chloridu hydroxylamonného s amoniakem. Vše bylo promícháno. Po 1 hodině byla změřena absorbance roztoku spektrofotometrem při vlnové délce 450 nm proti vodě ve skleněné kyvetě o optické dráze 50 mm.

Pro kalibraci byl připraven standardní roztok o koncentraci 100 mg manganu v litru rozpuštěním 308 mg monohydrátu síranu manganatého s 10 ml kyseliny sírové v 1 litru vody. Z tohoto roztoku byl připraven pracovní roztok o koncentraci manganu $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Z pracovního

roztoku byly připraveny kalibrační roztoky o koncentraci 0,03; 0,05; 0,07; 0,09; 0,11 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Kalibrační roztoky byly zpracovány stejným postupem jako vzorky viz. postup výše.

Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti je zobrazena v následujícím grafu. Ve výřezu grafu je znázorněn detekční limit metody dle Grahama a dle Millera a mez stanovitelnosti dle Millera.



Graf 3: Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení manganu

3.10 Stanovení amonných iontů

Metoda stanovení amoniakálního dusíku v pitné vodě je dána ČSN ISO 7150-1 (75 7451) Jakost vod. Stanovení amonných iontů. Část 1: Manuální spektrometrická metoda. [30]

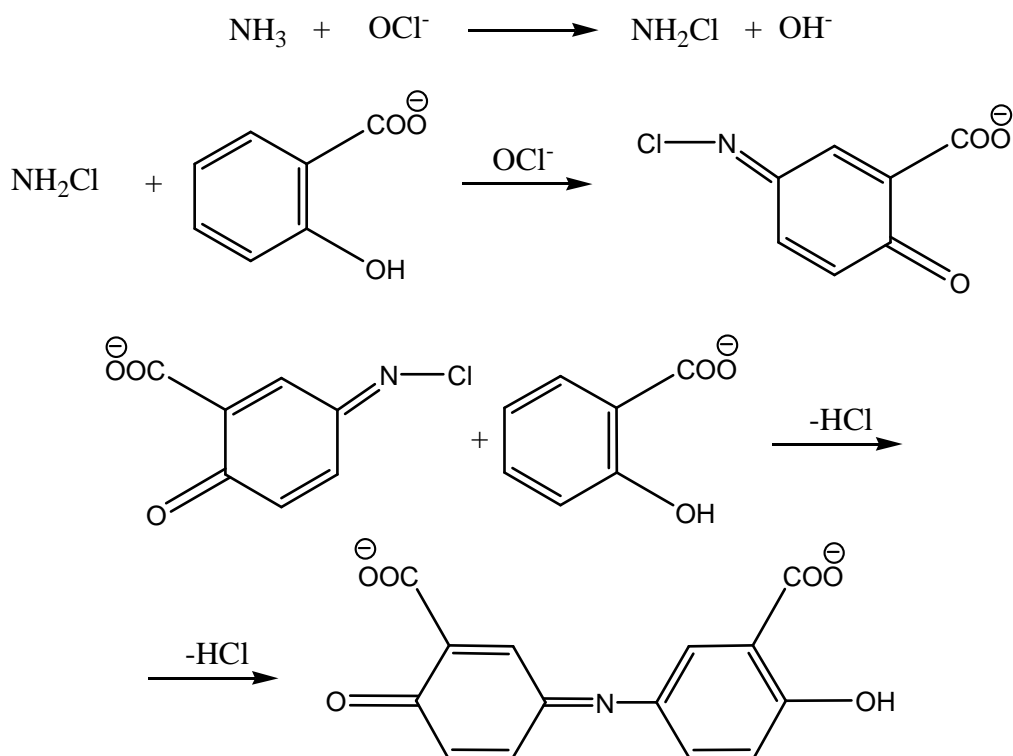
3.10.1 Princip metody

Stanovení je založeno na reakci amoniaku, chlornanu a salicylanu za vzniku sloučeniny indofenolového typu. Tato látka je v alkalickém prostředí disociována na intenzivně modré indofenolové barvivo, které je vhodné pro spektrofotometrické stanovení. Reakce je katalyzována nitropussidem sodným. [4]

Roztok indofenolového barviva je zbarven modře, ale roztok nitropussidu je zbarven žlutě, tzn. že zbarvení proměřovaných roztoků je zelené, které se proměřuje při vlnové délce okolo 655 nm. [4] [30]

Chlornanové ionty, potřebné pro uvedenou reakci, se tvoří *in situ* alkalickou hydrolýzou dichlorisokyanuratanu sodného, který je součástí alkalického činidla. [4] [30]

Součástí činidla je citronan sodný, který maskuje rušivé vlivy kationtů, zvláště vápníku a hořčíku. [30]



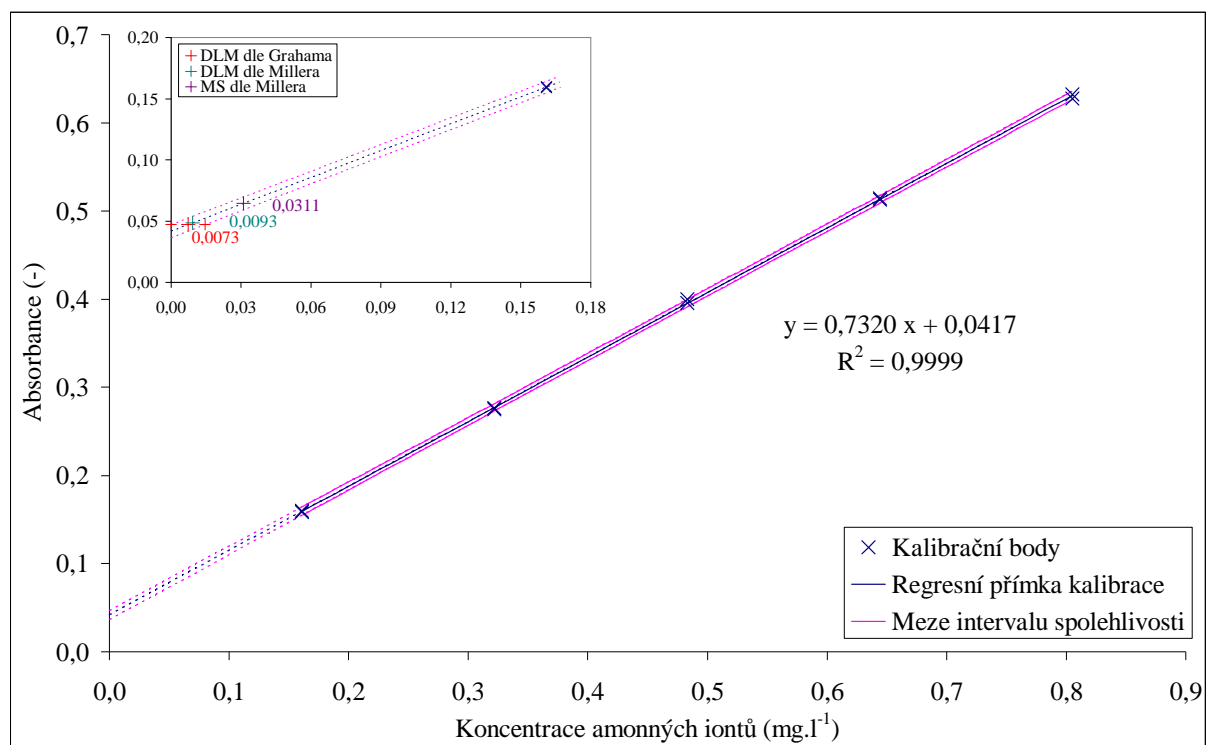
Obrázek 3: Reakce probíhající při stanovení amonných iontů [4]

3.10.2 Postup kalibrace a analýzy vzorků

V 50 ml odměrné baňce byly ke 40 ml vzorku přidány 4 ml vybarvovacího činidla a směs byla dobře promíchána. Poté byly přidány 4 ml roztoku dichlorisokyanuratanu sodného. Baňka byla doplněna vodou po rysku a směs byla promíchána. Po 60 minutách byla změřena absorbance roztoku spektrofotometrem při vlnové délce 665 nm proti vodě ve skleněné kyvetě o optické dráze 10 mm.

Pro kalibraci byl připraven standardní roztok o koncentraci amoniakálního dusíku N-NH_4^+ $1000 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ rozpuštěním 0,3822 g chloridu amonného ve 100 ml vody. Z tohoto roztoku byl připraven standardní roztok o koncentraci N-NH_4^+ $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Nakonec byl připraven z roztoku o koncentraci N-NH_4^+ $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ pracovní roztok o koncentraci N-NH_4^+ $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Z takto připraveného roztoku byly připraveny kalibrační roztoky o koncentraci N-NH_4^+ 0,125; 0,250; 0,375; 0,500; 0,625 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace dusíku $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ odpovídá koncentraci amonných iontů $1,288 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Roztoky kalibračních roztoků mají koncentraci amonných iontů 0,161; 0,322; 0,483; 0,644; 0,805 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Kalibrační roztoky byly zpracovány stejným postupem jako vzorky viz. postup výše.

Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti je zobrazena v následujícím grafu. Ve výřezu grafu je znázorněn detekční limit metody dle Grahama a dle Millera a mez stanovitelnosti dle Millera.



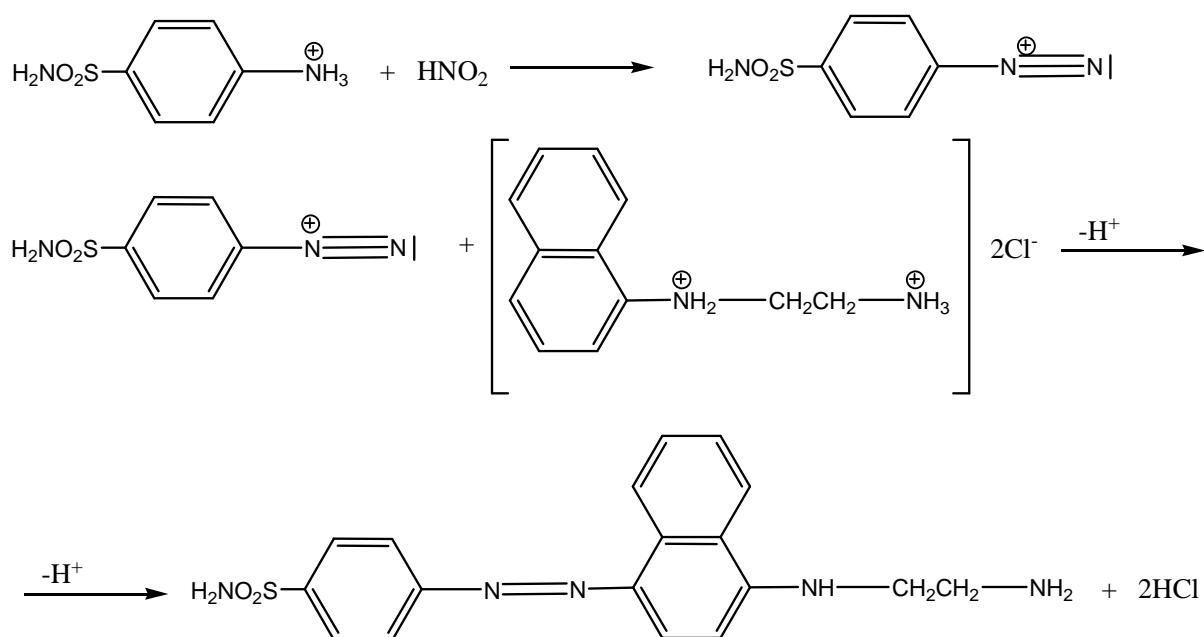
Graf 4: Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení amonných iontů.

3.11 Stanovení dusitanů

Metoda stanovení dusitanů v pitné vodě je dána ČSN EN 26777 (75 7452) Jakost vod. Stanovení dusitanů. Molekulární absorpční spektrofotometrická metoda (ISO 6777:1984) [31]

3.11.1 Princip metody

Amid kyseliny sulfanilové (4-aminobenzen-sulfanylamid) je diazotován v prostředí okyseleném kyselinou fosforečnou kyselinou dusitou (z dusitanů ve vzorku) na diazoniovou sůl. Vzniklá diazoniová sůl je kopulována s N-(1-naftyl)-1,2-ethylendiamin-dihydrochloridem (přidaným ke vzorku spolu s amidem kyseliny sulfanilové) na růžové azobarvivo. Absorbance zbarvení se měří při 540 nm. [4] [31]



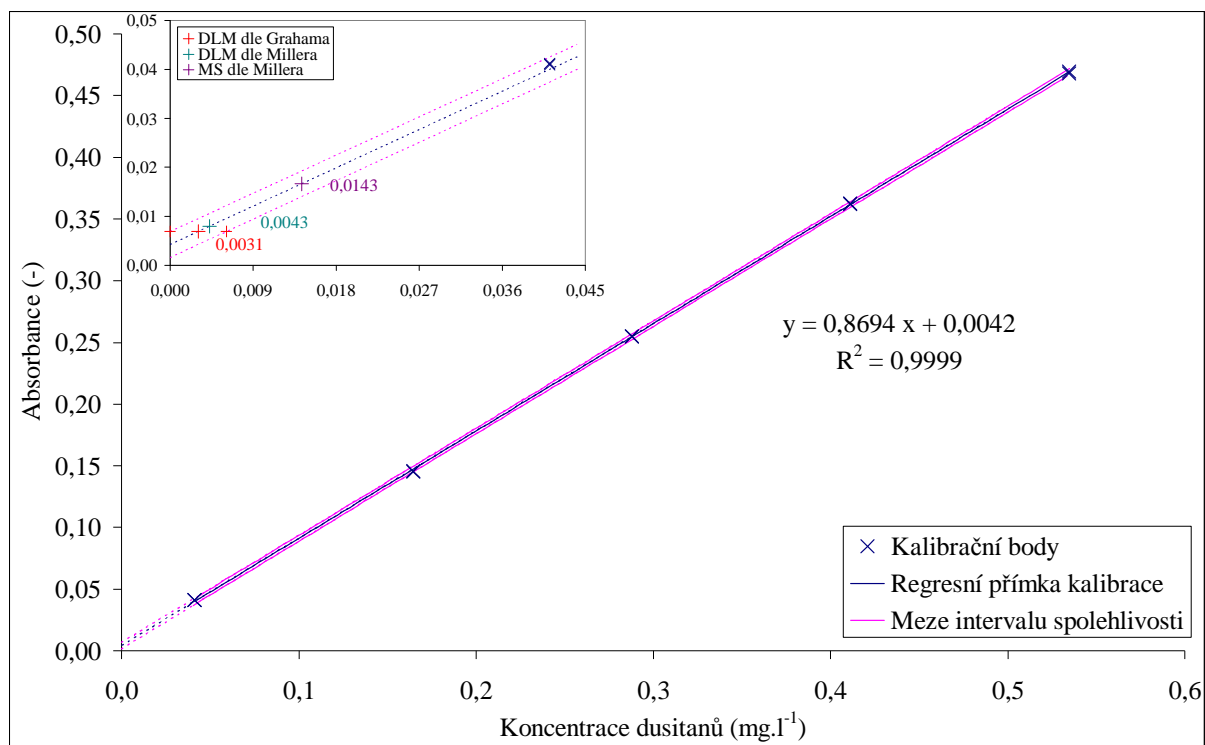
Obrázek 4: Reakce probíhající při stanovení dusitanů [4]

3.11.2 Postup kalibrace a analýzy vzorků

V 50 ml odměrné baňce bylo ke 40 ml vzorku přidáno vybarvovací činidlo. Baňka byla doplněna vodou po rysku a roztok byl promíchán. Po 20 minutách byla změřena absorbance roztoku spektrofotometrem při vlnové délce 540 nm proti vodě ve skleněné kyvetě o optické dráze 10 mm.

Pro kalibraci byl připraven standardní roztok o koncentraci dusitanového dusíku N-NO_2^- $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ rozpuštěním 0,4922 g dusitanu sodného v 1000 ml vody. Z tohoto roztoku byl připraven pracovní roztok o koncentraci N-NO_2^- $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Z takto připraveného roztoku byly připraveny kalibrační roztoky o koncentraci N-NO_2^- 0,013; 0,050; 0,088; 0,125; 0,163 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Koncentrace dusíku $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ odpovídá koncentraci dusitanů $3,29 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Roztoky kalibračních roztoků mají koncentraci dusitanů 0,041; 0,165; 0,288; 0,411; 0,535 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Kalibrační roztoky byly zpracovány stejným postupem jako vzorky viz. postup výše.

Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti je zobrazena v následujícím grafu. Ve výřezu grafu je znázorněn detekční limit metody dle Grahama a dle Millera a mez stanovitelnosti dle Millera.



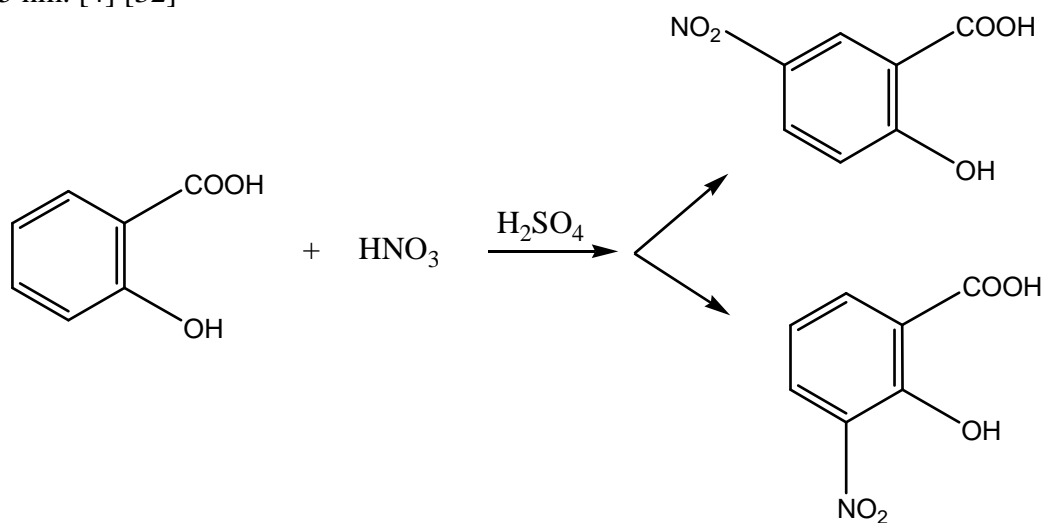
Graf 5: Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení dusitanů

3.12 Stanovení dusičnanů

Metoda stanovení dusičnanů v pitné vodě je dána ČSN ISO 7890-3 (75 7453) Jakost vod. Stanovení dusičnanů. Část 3: Spektrometrická metoda s kyselinou sulfosalicylovou. [32]

3.12.1 Princip metody

Kyselina dusičná (uvolněná kyselinou sírovou z dusičnanů obsažených ve vzorku analyzované vody) nitruje v tomto prostředí kyselinu salicylovou. Nitroderiváty kyseliny salicylové vzniklé při reakci jsou bezbarvé. Po zalkalizování roztoku (tj. po ionizaci karboxylové skupiny) se tyto nitroderiváty žlutě vybarví. Absorbance zbarvení se měří při 415 nm. [4] [32]



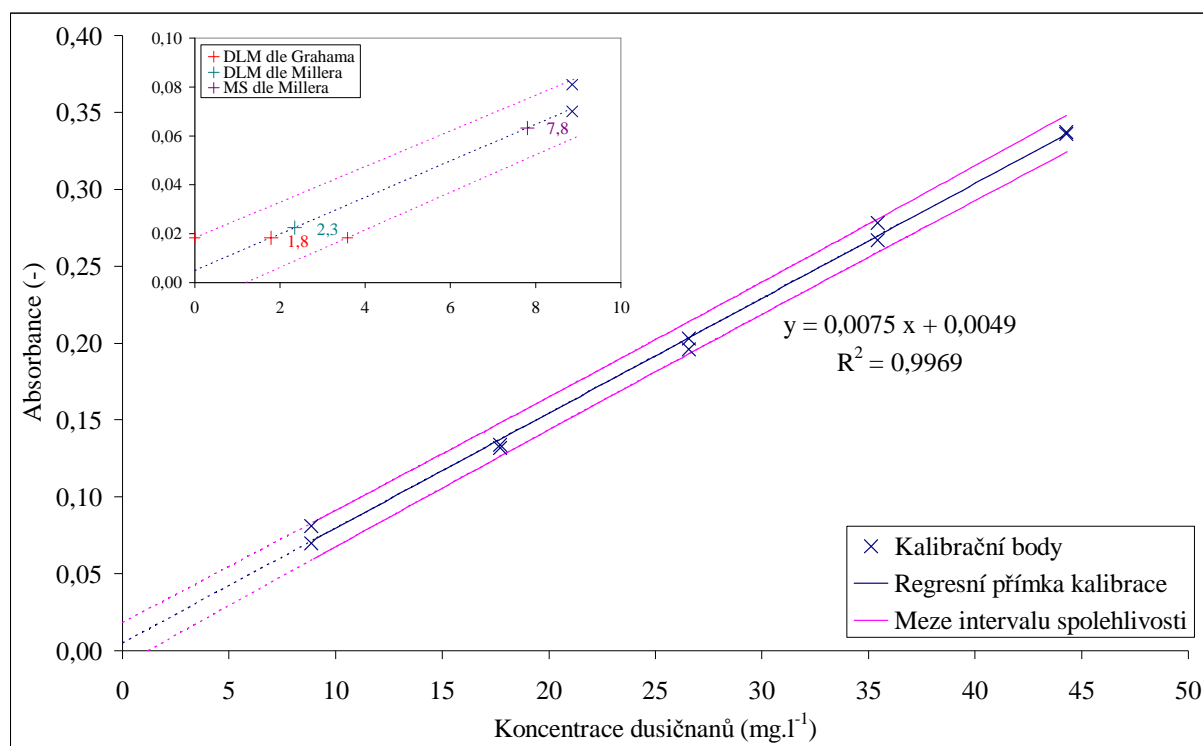
Obrázek 5: Reakce probíhající při stanovení dusičnanů [4]

3.12.2 Postup kalibrace a analýzy vzorků

V kádince bylo k 1 ml vzorku přidáno 0,5 ml roztoku azidu sodného a 0,2 ml kyseliny octové. Po 5 minutách se směs odpařila do sucha na varné desce. Po odpaření se přidal 1 ml roztoku salicylanu sodného a po promíchání se směs opět odpařila dosucha. Po vychladnutí se ke směsi přidal 1 ml kyseliny sírové a odparek se nechal rozpustit. Po 10 minutách se přidalo 10 ml vody a 10 ml alkalického roztoku. Směs byla kvantitativně převedena do baňky na 25 ml. Baňka se doplnila po rysku až po vychladnutí. Následně byla změřena absorbance roztoku spektrofotometrem při vlnové délce 415 nm proti vodě ve skleněné kyvetě o optické dráze 10 mm.

Pro kalibraci byl připraven standardní roztok o koncentraci dusičnanového dusíku N-NO_3^- 1000 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ rozpuštěním 0,7215 g dusičnanu draselného ve 100 ml vody. Z tohoto roztoku byl připraven pracovní roztok o koncentraci N-NO_3^- 100 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Z takto připraveného roztoku byly připraveny kalibrační roztoky o koncentraci N-NO_3^- 2; 4; 6; 8; 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Koncentrace dusíku 1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ odpovídá koncentraci dusičnanů 4,427 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Roztoky kalibračních roztoků mají koncentraci dusičnanů 8,9; 17,7; 26,6; 35,4; 44,3 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Kalibrační roztoky byly zpracovány stejným postupem jako vzorky viz. postup výše.

Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti je zobrazena v následujícím grafu. Ve výřezu grafu je znázorněn detekční limit metody dle Grahama a dle Millera a mez stanovitelnosti dle Millera.



Graf 6: Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení dusičnanů

3.13 Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem

Metoda stanovení chemické spotřeby manganistanem v pitné vodě je dána ČSN 83 0520 část 14. Fyzikálně chemický rozbor pitné vody. Stanovení oxidovatelnosti. [26]

3.13.1 Princip metody

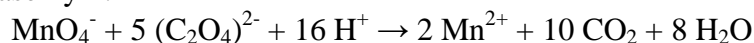
Kubelova metoda je založena na oxidaci oxidovatelných látek manganistanem draselným v prostředí okyseleném kyselinou sírovou. Oxidace musí probíhat 10 minut při teplotě 96 až 98 °C, přičemž spotřeba manganistanu nesmí být větší než 60 % přidaného množství manganistanu. Úbytek manganistanu, tj. množství spotřebované na oxidaci oxidovatelných látek, se zjistí odměrným manganometrickým stanovením. Tzn., že po ukončené oxidaci se do reakčního roztoku přidá známé množství standardního odměrného roztoku kyseliny šťavelové, jehož přebytek se stanoví titrací odměrným roztokem manganistanu. [4] [26]

Při stanovení probíhají tyto reakce [4]:

Při oxidaci oxidovatelných látek ve vzorku vody:



Po přidavku kyseliny šťavelové do reakční směsi a při zpětné titraci kyseliny šťavelové manganistanem draselným:

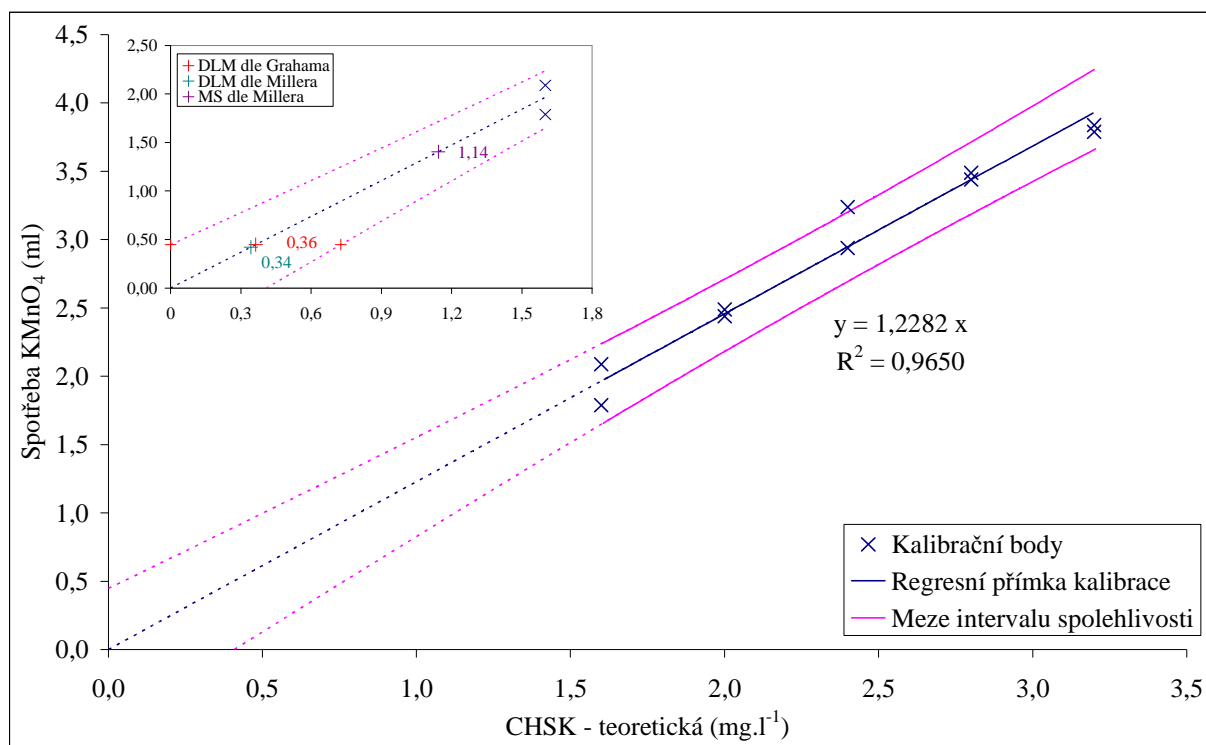


3.13.2 Postup kalibrace a analýzy vzorků

Do titrační baňky bylo vloženo několik varných kuliček a odměřeno 100 ml vzorku. Ke vzorku bylo přidáno 5 ml kyseliny sírové a 20 ml 0,002 mol·l⁻¹ roztoku manganistanu draselného. Směs byla přivedena do 5 minut k varu a byla vařena přesně 10 minut. K horkému roztoku bylo přidáno 20 ml 0,005 mol·l⁻¹ roztoku kyseliny šťavelové. Odbarvená směs byla titrována 0,002 mol·l⁻¹ roztokem manganistanu draselného do růžového zbarvení. Spotřeba manganistanu draselného byla odečtena na 0,05 ml.

Pro kalibrační roztoky byl použit roztok kyseliny šťavelové o koncentraci 0,005 mol·l⁻¹. Do odměrných baněk na 100 ml bylo nadávkováno 2,0; 2,5; 3,0; 3,5; 4,0 ml této kyseliny šťavelové a doplněno po rysku vodou. Teoretická chemická spotřeba kyslíku tedy byla 1,6; 2,0; 2,4; 2,8; 3,2 mg·l⁻¹. Kalibrační roztoky byly zpracovány stejným postupem jako vzorky viz. postup výše.

Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti je zobrazena v následujícím grafu. Ve výřezu grafu je znázorněn detekční limit metody dle Grahama a dle Millera a mez stanovitelnosti dle Millera.



Graf 7: Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem

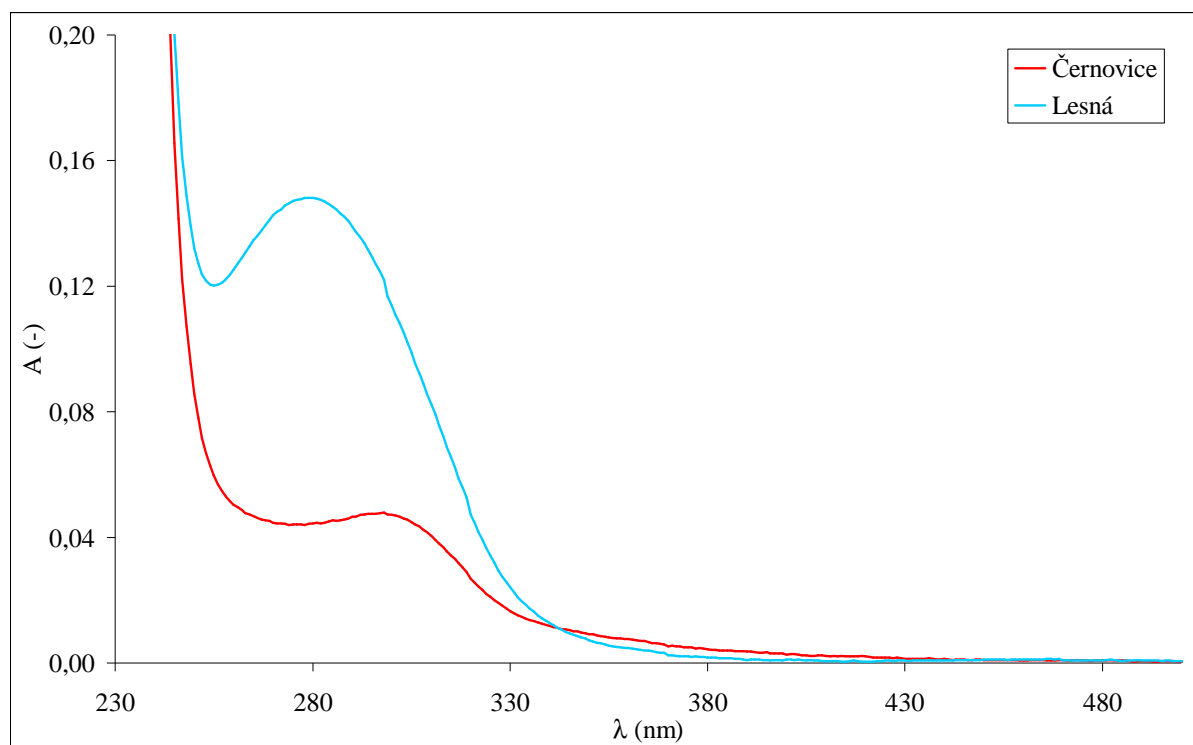
4 VÝSLEDKY A DISKUZE

V experimentální části této práce jsou sledovány ukazatele jakosti pitné vody: teplota, pH, chemická spotřeba kyslíku, koncentrace chloru, železa, manganu, amonných iontů, dusitanů, dusičnanů, chloroformu. Experimentálně zjištěné hodnoty jednotlivých ukazatelů jsou uvedeny v tabulce spolu s příslušnou úpravnou vody, popř. vodojemem a udávanými hodnotami ukazatele příslušnou vodárenskou společností. V brněnské vodovodní síti byly tyto ukazatele sledovány pravidelně, proto jsou v tabulce uváděny jejich střední hodnoty. Zjištěné hodnoty ukazatelů jsou též znázorněny graficky.

4.1 Měření absorpčních spekter

Absorpční spektra vod z brněnské vodovodní sítě pravidelně vykazovala maximální absorbance pro vlnové délky v okolí 280 a 300 nm. Maximální absorbance pro vlnovou délku přibližně 280 nm měly vzorky vody z Lesné a z Bohunic, která byla přes noc skladována v potrubí (příklad viz Graf 8 vzorek Lesná). Maximální absorbance pro vlnou délku přibližně 300 nm byly změřeny pro vzorky vody z Králova Pole (čerstvá i skladovaná), Bohunic (čerstvá), Černovic, Slatiny a Modřic (příklad viz Graf 8 vzorek Černovice). Tento jev by mohl být předmětem dalšího zkoumání, jelikož nelze spektrofotometrií určit, které látky vykazují maximální absorbanci při těchto vlnových délkách.

Absorpční spektra vod z distribuční sítě úpravný vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště nevykazovaly žádné zvláštnosti a vždy se shodovaly v jednotlivých distribučních systémech.

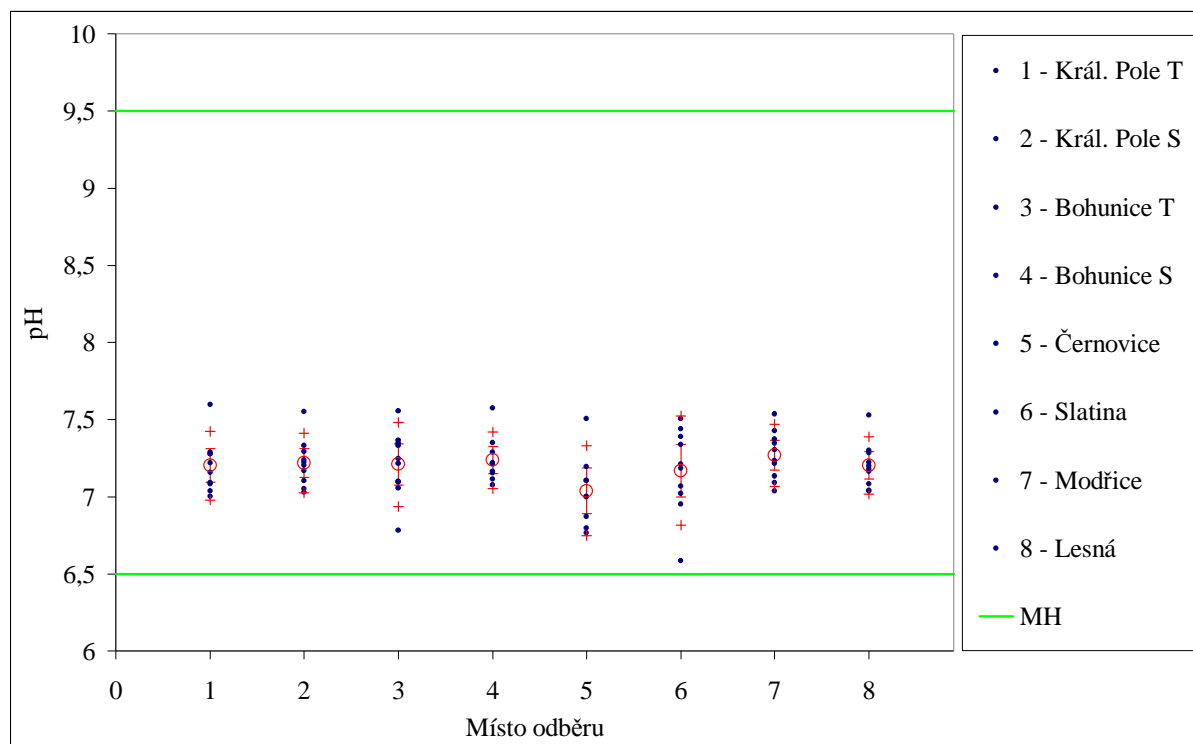


Graf 8: Část absorpčního spektra vody z Černovic a Lesné

4.2 Měření pH

Tabulka 1: pH vody v brněnské distribuční síti

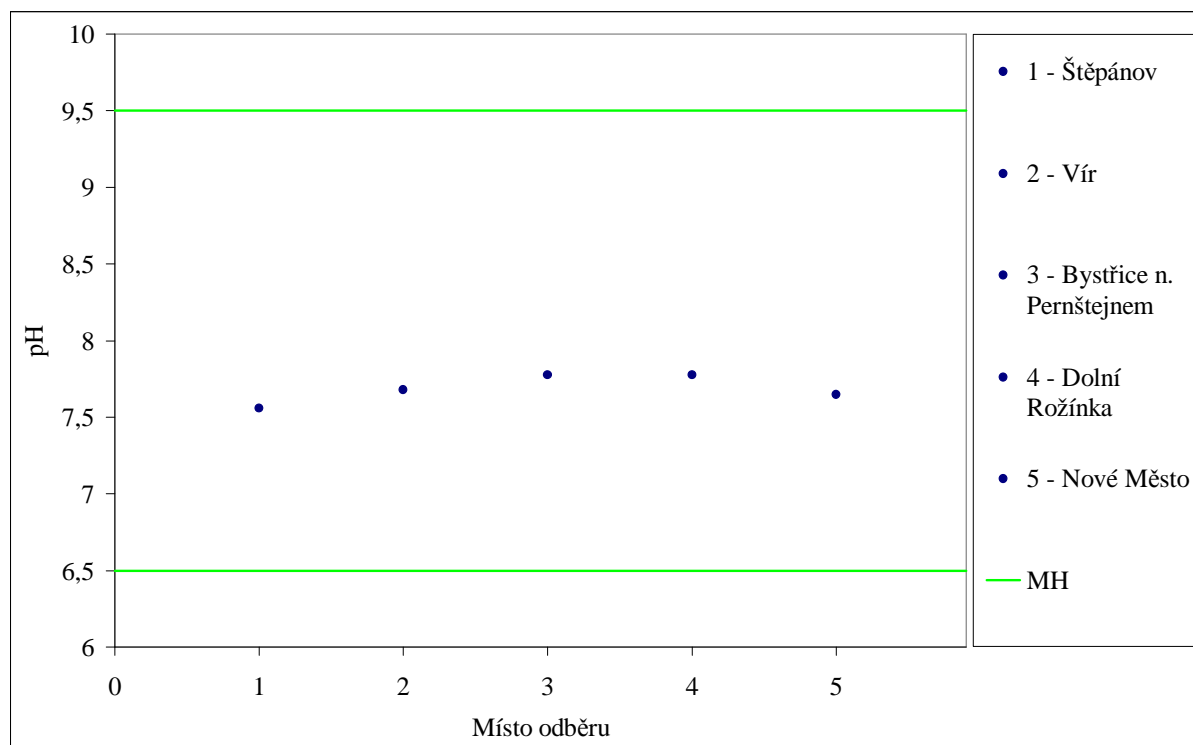
Vodojem	Udávané pH	Místo odběru	pH				
			Stř. hodnota	Směrod. odchylka	Rozpětí	Medián	c ₉₀
Palackého vrch	7,44	Král. Pole T	7,20	0,17	0,60	7,19	7,43
		Král. Pole S	7,22	0,15	0,52	7,21	7,41
		Bohunice T	7,21	0,21	0,78	7,23	7,48
		Bohunice S	7,24	0,14	0,50	7,21	7,42
	BVK Odběr: 14.týden 08	Černovice	7,04	0,23	0,74	7,00	7,33
		Slatina	7,17	0,28	0,92	7,20	7,52
		Modřice	7,27	0,16	0,50	7,27	7,47
Holé Hory	7,45 BVK Odběr: 14.týden 08	Lesná	7,20	0,15	0,49	7,19	7,39



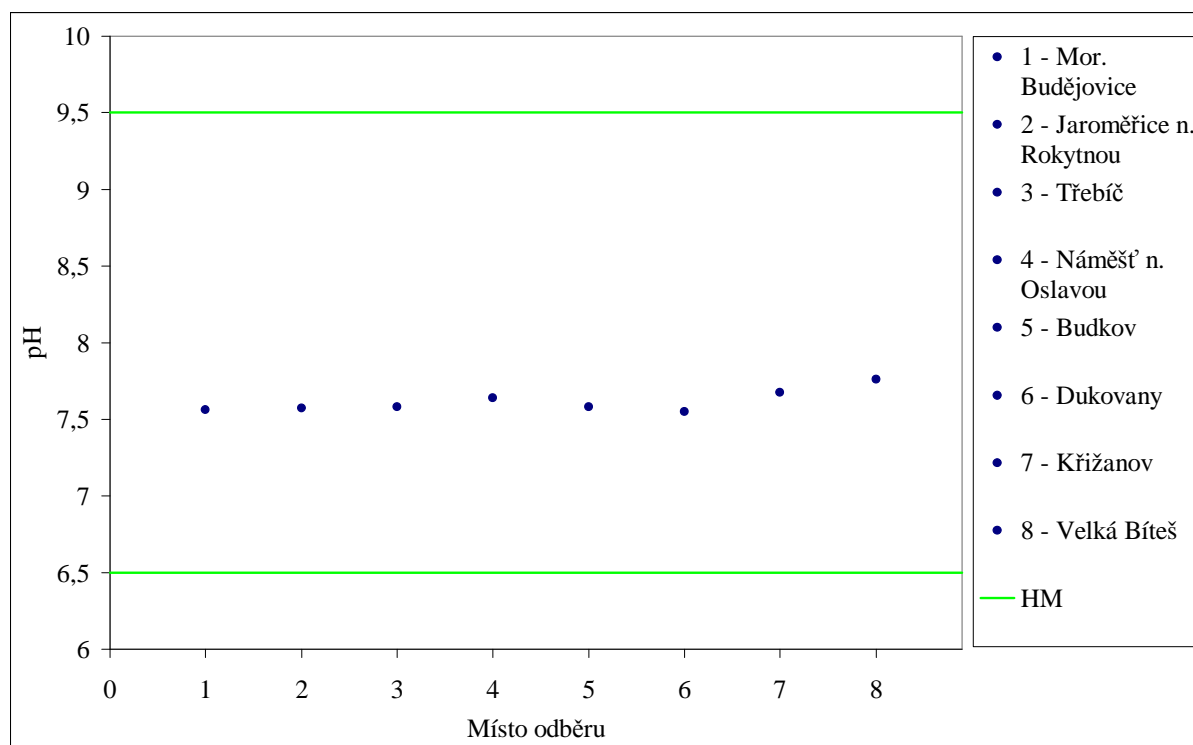
Graf 9: pH vody v brněnské distribuční síti

Tabulka 2: pH vody v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště

Úpravna vody	Udávané pH	Místo odběru	pH
Švařec	7,92 BVK Odběr: 14. týden 2008	Štěpánov	7,56
Vír	8,6 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 1. 4. 2008	Vír	7,68
		Bystřice n. Pernštejnem	7,78
		Dolní Rožínka	7,78
		Nové Město	7,65
Štítary	7,7 VAS divize Třebíč Odběr: 1. 4. 2008	Moravské Budějovice	7,56
		Jaroměřice nad Rokytnou	7,57
		Třebíč	7,58
		Náměšť nad Oslavou	7,64
		Budkov	7,58
		Dukovany	7,55
Mostiště	8,9 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 24. 12. 2007	Křižanov	7,68
		Velká Bíteš	7,76



Graf 10: pH vody v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír



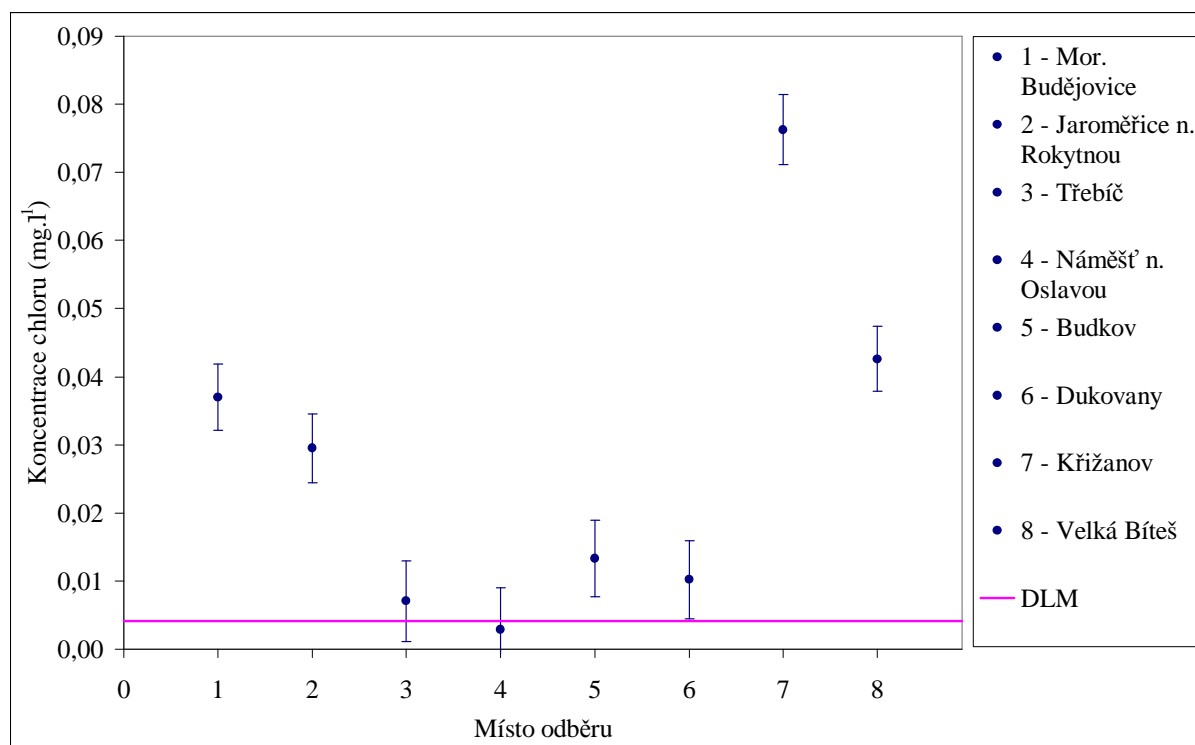
Graf 11: pH vody v distribuční síti úpravní vody Štítary a Mostišť

Hodnoty pH odebraných vzorků se pohybují v rozmezí hodnot 6,5 - 9,5, které je dané vyhláškou č. 252/2004 Sb.. Voda v brněnské vodovodní síti je mírně kyslejší než v distribuční síti úpravní vody Švařec, Vír, Štítary a Mostišť. To může být způsobeno tím, že Brno má podzemní zdroj pitné vody narozdíl od ostatních lokalit, kde jsou zdrojem vody povrchové.

4.3 Stanovení chloru

Tabulka 3: Koncentrace chloru v brněnské distribuční síti

Vodojem	Udávaná koncentrace Cl ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace Cl ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)				
			Stř. hodnota	Směrod. odchylka	Rozpětí	Medián	c_{90}
Palackého vrch	0,02 BVK Odběr: 14.týden 08	Král. Pole T	0,006	0,004	0,016	0,005	0,012
		Král. Pole S	0,008	0,004	0,011	0,006	0,014
		Bohunice T	0,005	0,002	0,006	0,005	0,007
		Bohunice S	0,006	0,003	0,008	0,006	0,009
		Černovice	0,017	0,007	0,021	0,016	0,027
		Slatina	0,017	0,007	0,021	0,017	0,026
		Modřice	0,009	0,004	0,014	0,010	0,014
Holé Hory	0,19 BVK Odběr: 14.týden 08	Lesná	0,020	0,010	0,027	0,017	0,033

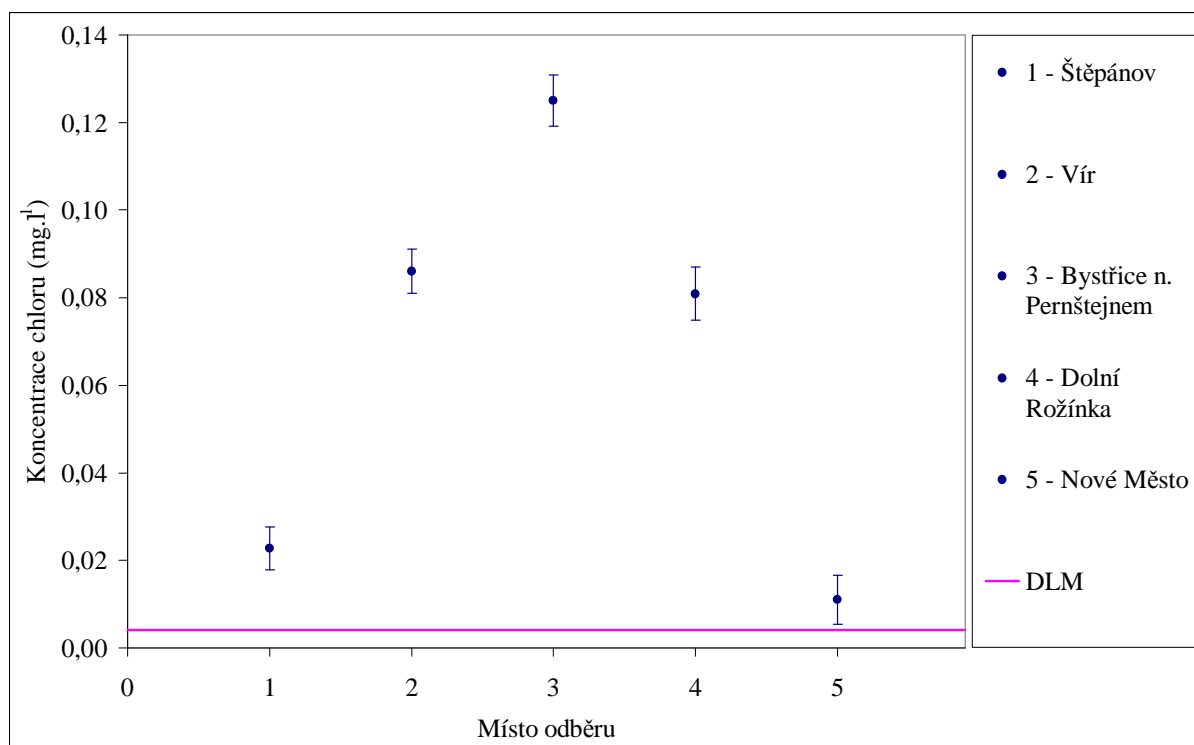


Graf 12: Koncentrace chloru v brněnské vodovodní síti

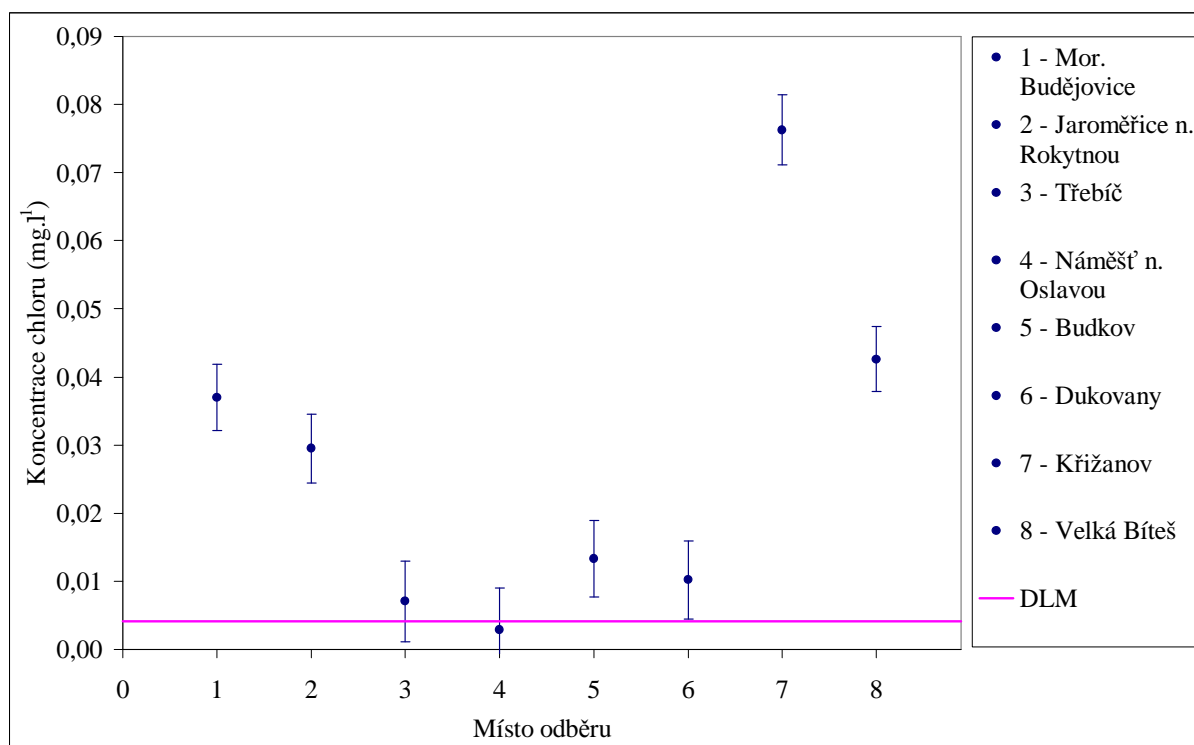
Koncentrace chloru v lokalitách brněnské vodovodní sítě se značně statisticky liší, což může být zapříčiněno přeměnou chloru na vedlejší produkty chlorace nebo dochlorováním vody na trase distribuční sítě. Nejvyšší koncentrace chloru jsou ve vodě z Lesné, což odpovídá udávaným hodnotám. Naměřené hodnoty splňují limit $0,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ daný vyhláškou č. 252/2004 Sb.

Tabulka 4: Koncentrace chloru v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště

Úpravna vody	Udávaná koncentrace Cl ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace Cl ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
Švařec	0,22 BVK Odběr: 14. týden 2008	Štěpánov	$0,023 \pm 0,005$
Vír	0,05 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 1. 4. 2008	Vír	$0,086 \pm 0,005$
		Bystřice n. Pernštejnem	$0,125 \pm 0,007$
		Dolní Rožínka	$0,081 \pm 0,005$
		Nové Město	$0,011 \pm 0,006$
Štítary	0,10 VAS divize Třebíč Odběr: 1. 4. 2008	Moravské Budějovice	$0,010 \pm 0,006$
		Jaroměřice n. Rokytnou	$0,029 \pm 0,005$
		Třebíč	$0,037 \pm 0,005$
		Náměšť nad Oslavou	$0,013 \pm 0,006$
		Budkov	$0,007 \pm 0,006$
		Dukovany	$0,003 \pm 0,006$
Mostiště	-	Křižanov	$0,076 \pm 0,005$
		Velká Bíteš	$0,043 \pm 0,005$



Graf 13: Koncentrace chloru v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír



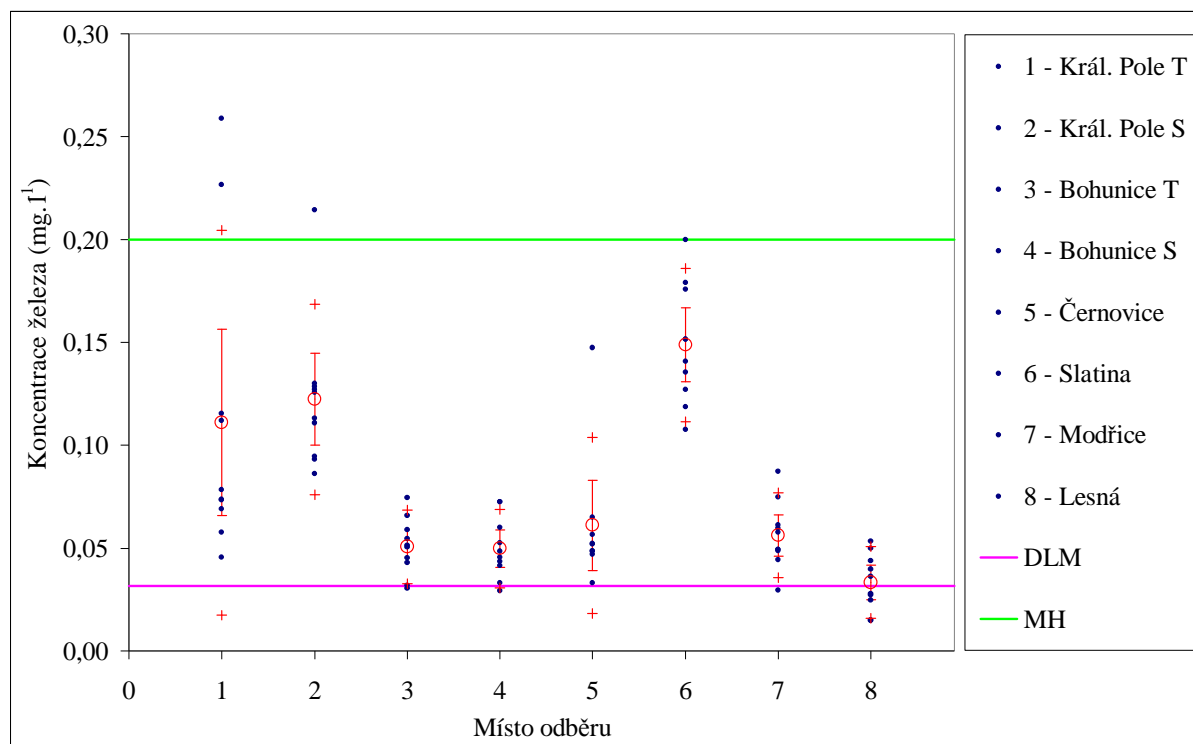
Graf 14: Koncentrace chloru v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostišť

Koncentrace chloru v jednotlivých lokalitách distribučních sítí se liší. To může být způsobeno stejnými důvody jako u brněnské vodovodní sítě. Naměřené hodnoty také splňují limit $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$ daný vyhláškou č. 252/2004 Sb.

4.4 Stanovení železa

Tabulka 5: Koncentrace železa v brněnské distribuční síti

Vodojem	Udávaná koncentrace Fe ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace Fe ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)				
			Stř. hodnota	Směrod. odchylka	Rozpětí	Medián	c ₉₀
Palackého vrch	0,08	Král. Pole T	0,111	0,073	0,213	0,076	0,205
		Král. Pole S	0,122	0,036	0,128	0,119	0,169
		Bohunice T	0,051	0,014	0,044	0,051	0,069
		Bohunice S	0,050	0,015	0,043	0,047	0,069
	BVK Odběr: 14.týden 08	Černovice	0,061	0,033	0,114	0,052	0,104
		Slatina	0,149	0,029	0,092	0,146	0,186
		Modřice	0,056	0,016	0,058	0,054	0,077
Holé Hory	0,01 BVK Odběr: 14.týden 08	Lesná	0,033	0,014	0,039	0,032	0,051

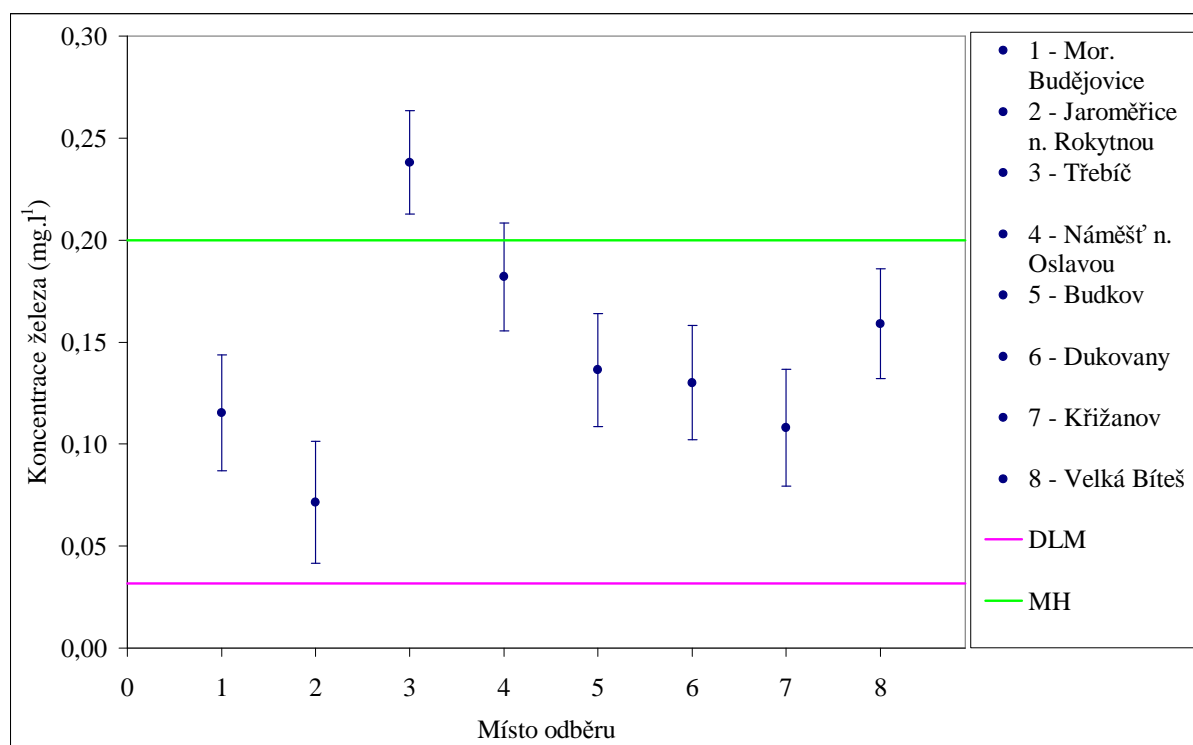


Graf 15: Koncentrace železa v brněnské vodovodní síti

Koncentrace železa v brněnské vodovodní síti se značně statisticky liší, což může indikovat změny jakosti pitné vodě způsobené korozí materiálu potrubí. Voda 2 dny uložená v potrubí v Králově Poli má značný rozptyl hodnot, to je nejspíše způsobeno tím, že voda nebyla uložena stejnou dobu. Všechny lokality splňují limit $0,20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ daný vyhláškou č. 252/2004 Sb., ale odebraná voda ze Slatiny se již blíží k tomuto limitu.

Tabulka 6: Koncentrace železa v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště

Úpravna vody	Udávaná koncentrace Fe (mg·l ⁻¹)	Místo odběru	Koncentrace Fe (mg·l ⁻¹)
Švařec	0,05 BVK Odběr: 14. týden 2008	Štěpánov	0,051 ± 0,031
Vír	0,03 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 1. 4. 2008	Vír	<0,032
		Bystřice n. Pernštejnem	<0,032
		Dolní Rožínka	<0,032
		Nové Město	0,034 ± 0,032
Štítary	0,04 VAS divize Třebíč Odběr: 1. 4. 2008	Moravské Budějovice	0,115 ± 0,028
		Jaroměřice n. Rokytnou	0,071 ± 0,030
		Třebíč	0,238 ± 0,025
		Náměšť nad Oslavou	0,182 ± 0,026
		Budkov	0,136 ± 0,028
		Dukovany	0,130 ± 0,028
Mostiště	0,04 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 24. 12. 2007	Křižanov	0,108 ± 0,029
		Velká Bíteš	0,159 ± 0,027



Graf 16: Koncentrace železa v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště

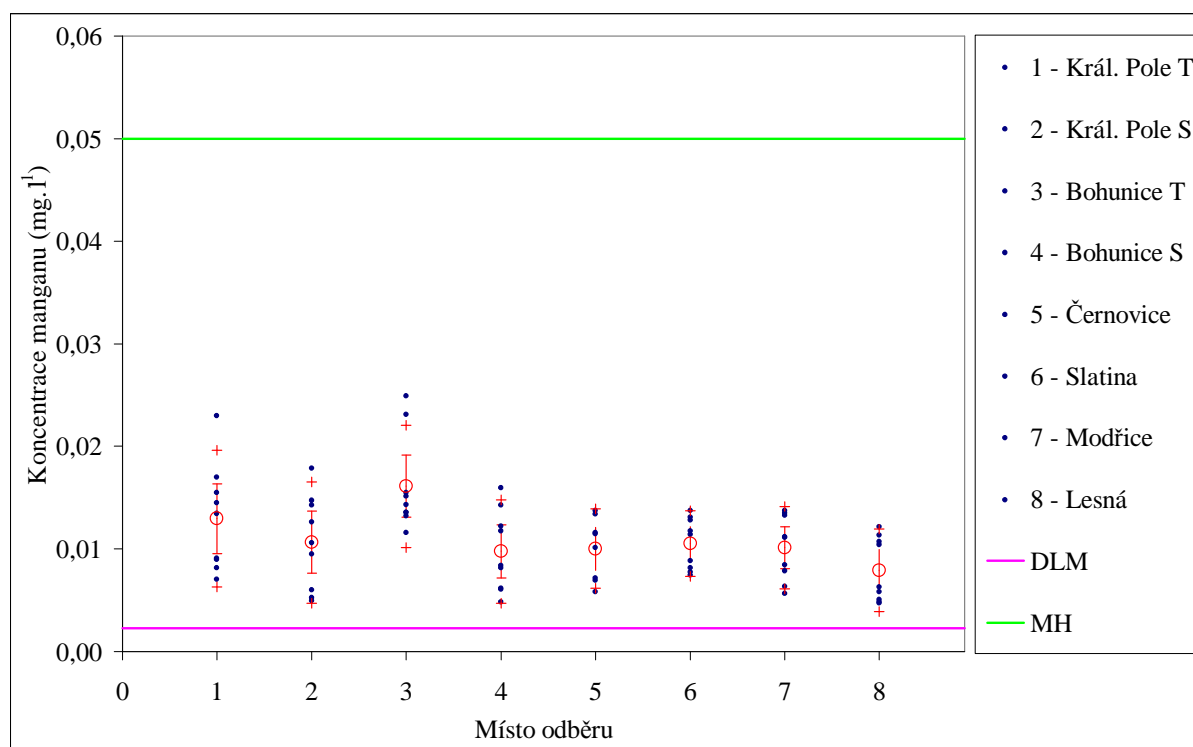
Koncentrace železa v místech odběru distribučních sítí ÚV Švařec a Vír odpovídají udávaným koncentracím. Naměřené hodnoty pro ÚV Vír jsou pod mezí detekce. V distribuční síti ÚV Štítary a Mostiště dochází pravděpodobně ke korozi materiálu potrubí, jelikož všechny

koncentrace železa v místech odběru jsou zvýšená oproti udávaným hodnotám. V Třebíči je překročena mezní hodnota pro koncentraci železa $0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ daná vyhláškou č. 252/2004 Sb.

4.5 Stanovení manganu

Tabulka 7: Koncentrace manganu v brněnské distribuční síti

Vodojem	Místo odběru	Koncentrace Mn ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)				
		Stř. hodnota	Směrod. odchylka	Rozpětí	Medián	c_{90}
Palackého vrch	Král. Pole T	0,013	0,005	0,016	0,013	0,020
	Král. Pole S	0,011	0,005	0,013	0,011	0,017
	Bohunice T	0,016	0,005	0,013	0,014	0,022
	Bohunice S	0,010	0,004	0,011	0,008	0,015
	Černovice	0,010	0,003	0,008	0,011	0,014
	Slatina	0,011	0,003	0,006	0,011	0,014
	Modřice	0,010	0,003	0,008	0,011	0,014
Holé Hory	Lesná	0,008	0,003	0,007	0,006	0,012

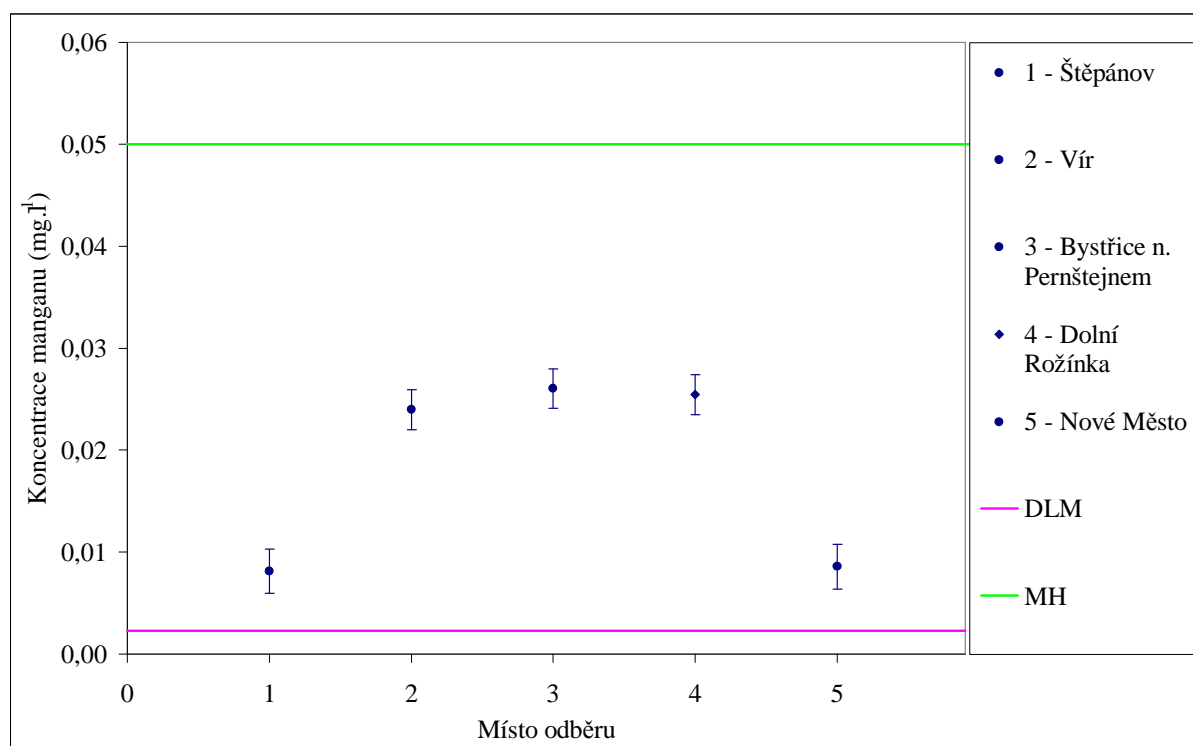


Graf 17: Koncentrace manganu v brněnské vodovodní síti

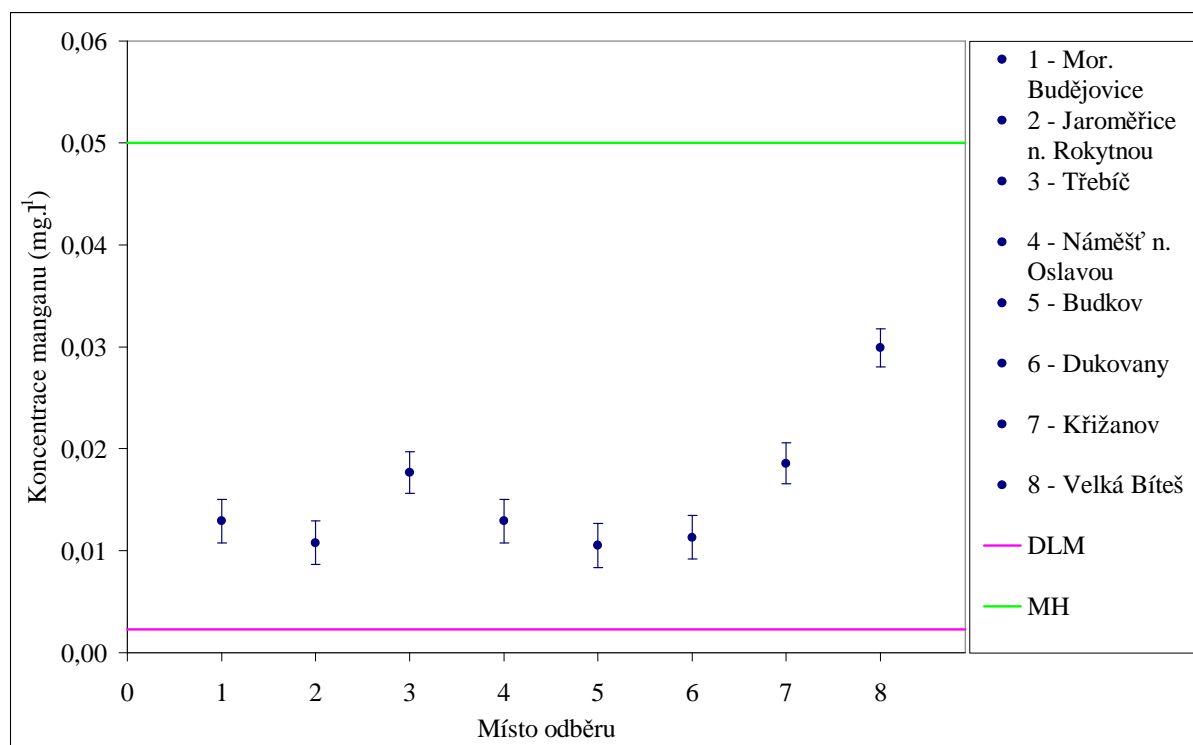
Koncentrace manganu v brněnské vodovodní síti se statisticky neliší. Naměřené hodnoty splňují limit $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ daný vyhláškou č. 252/2004 Sb.

Tabulka 8: Koncentrace manganu v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostišť

Úpravna vody	Udávaná koncentrace Mn (mg·l ⁻¹)	Místo odběru	Koncentrace Mn (mg·l ⁻¹)
Švařec	-	Štěpánov	0,008 ± 0,002
Vír	0,030 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 1. 4. 2008	Vír	0,024 ± 0,002
		Bystřice n. Pernštejnem	0,026 ± 0,002
		Dolní Rožínka	0,025 ± 0,002
		Nové Město	0,009 ± 0,002
Štítary	0,03 VAS divize Třebíč Odběr: 1. 4. 2008	Moravské Budějovice	0,013 ± 0,002
		Jaroměřice n. Rokytou	0,011 ± 0,002
		Třebíč	0,018 ± 0,002
		Náměšť nad Oslavou	0,013 ± 0,002
		Budkov	0,011 ± 0,002
		Dukovany	0,011 ± 0,002
Mostišť	0,032 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 24. 12. 2007	Křižanov	0,019 ± 0,002
		Velká Bíteš	0,030 ± 0,002



Graf 18: Koncentrace manganu v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír



Graf 19: Koncentrace manganu v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště

Naměřené hodnoty také splňují limit $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ daný vyhláškou č. 252/2004 Sb. Lokality úpravny vody Vír, Štítary a Mostiště odpovídají udávaným hodnotám. V distribuční síti úpravny vody Vír má lokalita Nové Město odlišnou koncentraci manganu.

4.6 Stanovení amonných iontů

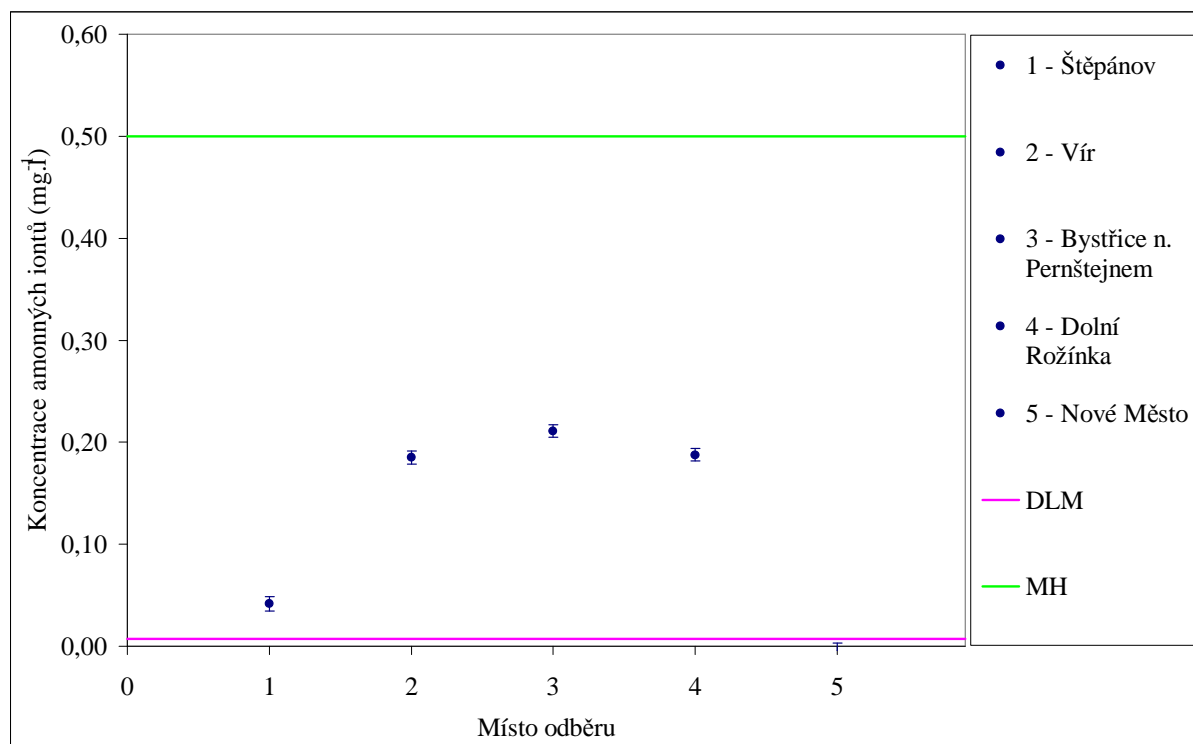
Tabulka 9: Koncentrace amonných iontů v brněnské distribuční síti

Vodojem	Udávaná koncentrace NH_4^+ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace NH_4^+ – střední hodnota ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)
Palackého vrch + Holé Hory	<0,01 BVK Odběr: 14.týden 08	Všechny sledované lokality	<0,007

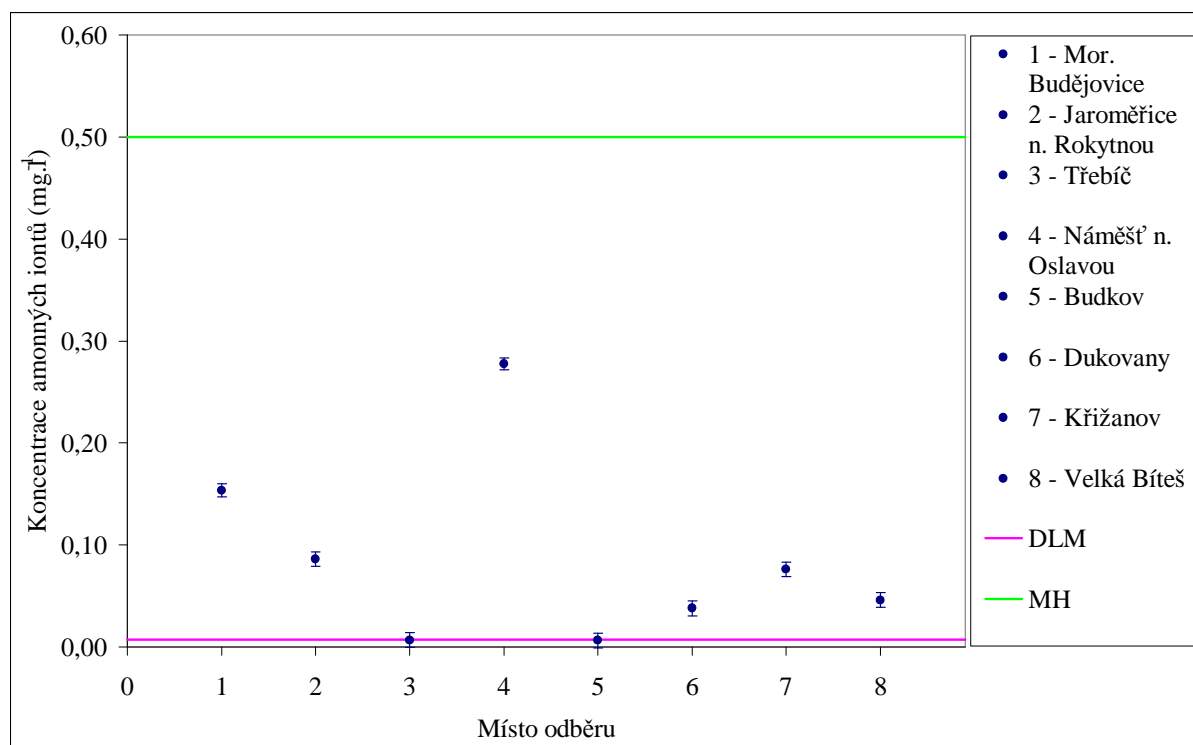
V brněnské vodovodní síti se koncentrace amonných iontů pohybovala kolem detekčního limitu metody.

Tabulka 10: Koncentrace amonných iontů v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště

Úpravna vody	Udávaná koncentrace NH_4^+ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace NH_4^+ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)
Švařec	<0,02 BVK Odběr: 14. týden 2008	Štěpánov	$0,042 \pm 0,007$
Vír	0,237 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 7. 4. 2008	Vír	$0,185 \pm 0,006$
		Bystřice n. Pernštejnem	$0,211 \pm 0,006$
		Dolní Rožínka	$0,188 \pm 0,006$
		Nové Město	<0,007
Štítary	0,22 VAS divize Třebíč Odběr: 1. 4. 2008	Moravské Budějovice	$0,153 \pm 0,006$
		Jaroměřice n. Rokytnou	$0,086 \pm 0,007$
		Třebíč	<0,007
		Náměšť nad Oslavou	$0,278 \pm 0,006$
		Budkov	<0,007
		Dukovany	$0,038 \pm 0,007$
Mostiště	<0,040 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 2. 1. 2007	Křižanov	$0,076 \pm 0,007$
		Velká Bíteš	$0,046 \pm 0,007$



Graf 20: Koncentrace amonných iontů v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír



Graf 21: Koncentrace amonných iontů v distribuční síti úpravní vody Štítary a Mostiště

Naměřené hodnoty splňují limit $0,50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ daný vyhláškou č. 252/2004 Sb.. V distribuční síti úpravní vody Vír voda z lokality Nové Město neobsahuje amonné ionty. V distribuční síti úpravní vody Štítary dochází k poklesu amonných iontů ve vodě z Třebíče a Budkova.

4.7 Stanovení dusitanů

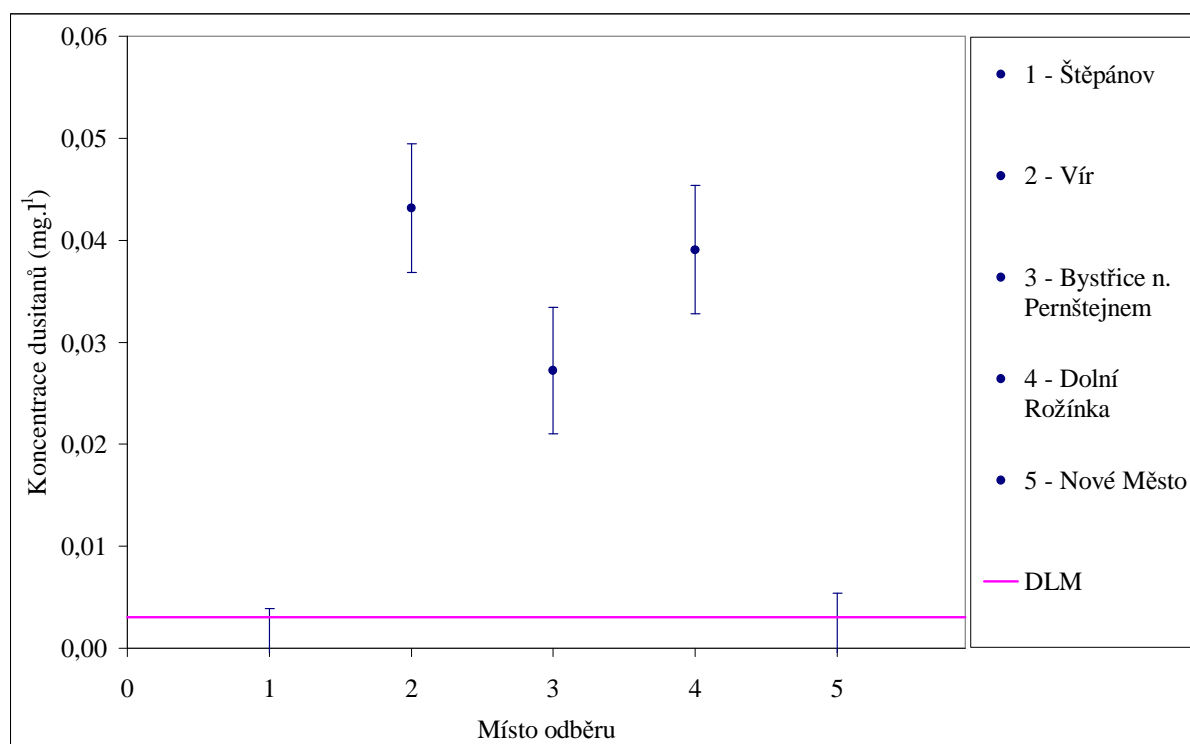
Tabulka 11: Koncentrace dusitanů v brněnské distribuční síti

Vodojem	Udávaná koncentrace NO_2^- ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace NO_2^- – střední hodnota ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)
Palackého vrch + Holé Hory	$<0,012$ BVK Odběr: 14.týden 08	Všechny sledované lokality	$<0,003$

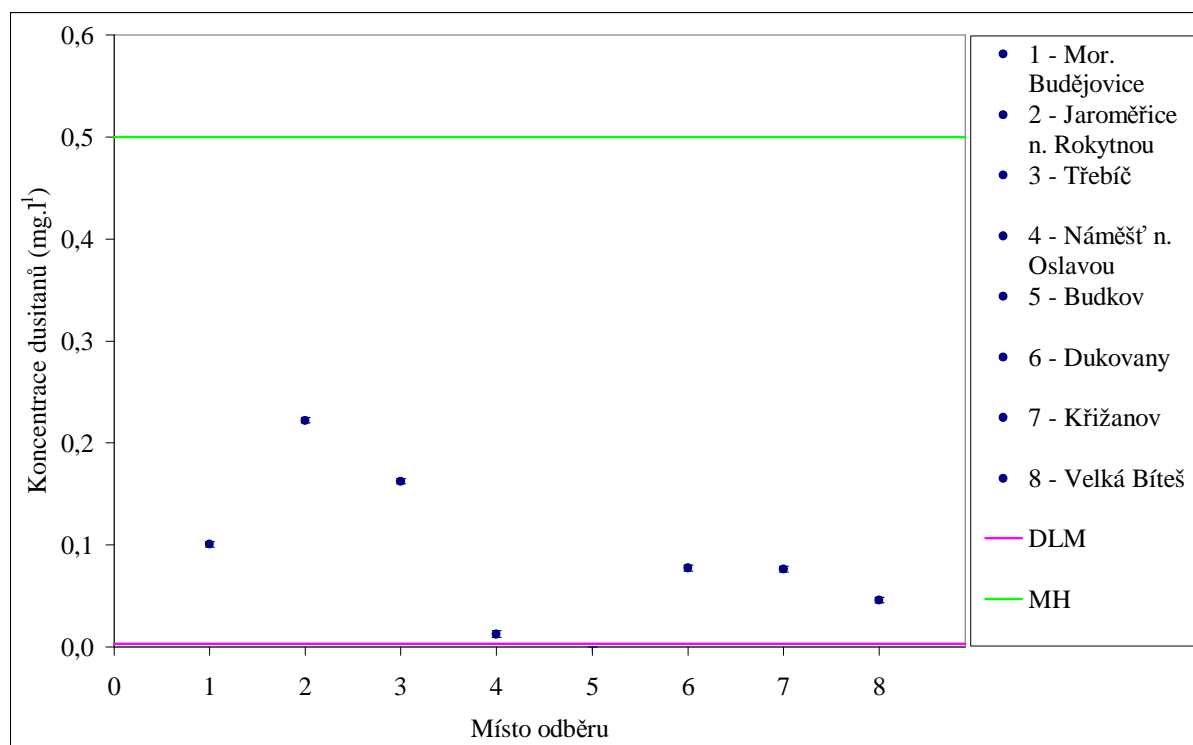
V brněnské vodovodní síti se koncentrace dusitanů pohybovala kolem detekčního limitu metody.

Tabulka 12: Koncentrace dusitanů v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště

Úpravna vody	Udávaná koncentrace NO_2^- ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace NO_2^- ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)
Švařec	<0,004 BVK Odběr: 14. týden 2008	Štěpánov	<0,003
Vír	0,020 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 2. 4. 2008	Vír	$0,043 \pm 0,003$
		Bystřice n. Pernštejnem	$0,027 \pm 0,003$
		Dolní Rožínka	$0,039 \pm 0,003$
		Nové Město	<0,003
Štítary	0,01	Moravské Budějovice	$0,100 \pm 0,003$
		Jaroměřice n. Rokytnou	$0,222 \pm 0,003$
		Třebíč	$0,162 \pm 0,003$
		Náměšť nad Oslavou	$0,012 \pm 0,003$
	VAS divize Třebíč Odběr: 1. 4. 2008	Budkov	<0,003
		Dukovany	$0,077 \pm 0,003$
Mostiště	0,041 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 24. 12. 2007	Křižanov	$0,036 \pm 0,003$
		Velká Bíteš	$0,060 \pm 0,003$



Graf 22: Koncentrace dusitanů v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír



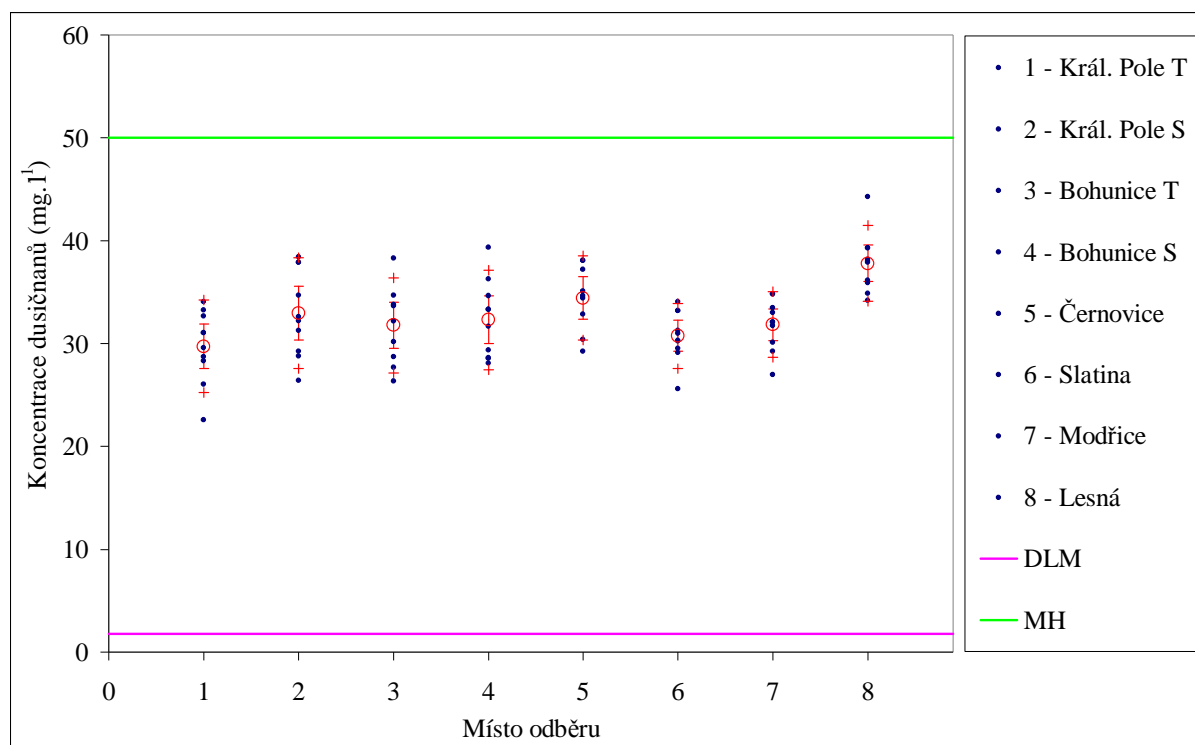
Graf 23: Koncentrace dusitanů v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostišť

Koncentrace dusitanů ve vodě z Nového Města se odlišuje od vody z ostatních lokalit distribuční sítě úpravny vody Vír. V distribuční síti úpravny vody Štítary dochází ke vzrůstu koncentrací dusitanů ve vodě v Jaroměřicích nad Rokytou a v Třebíči. Tento problém je s největší pravděpodobností způsoben biochemickou oxidací amoniakálního dusíku mikroorganismy, jelikož dochází k jeho poklesu a zároveň koncentrace chloru je minimální. Naměřené hodnoty splňují limit $0,50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ daný vyhláškou č. 252/2004 Sb.

4.8 Stanovení dusičnanů

Tabulka 13: Koncentrace dusičnanů v brněnské distribuční síti

Vodojem	Udávaná koncentrace NO_3^- ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace NO_3^- ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)				
			Stř. hodnota	Směrod. odchylka	Rozpětí	Medián	c_{90}
Palackého vrch	32,8 BVK Odběr: 14.týden 08	Král. Pole T	29,7	3,5	11,5	30,3	34,2
		Král. Pole S	32,9	4,2	12,0	32,4	38,3
		Bohunice T	31,8	3,6	12,0	32,2	36,4
		Bohunice S	32,3	3,8	11,3	32,5	37,1
		Černovice	34,4	3,2	8,9	34,6	38,5
		Slatina	30,8	2,5	8,5	30,6	33,9
		Modřice	31,8	2,5	7,9	32,1	35,0
Holé Hory	36,0 BVK Odběr: 14.týden 08	Lesná	37,8	2,9	10,1	37,9	41,5

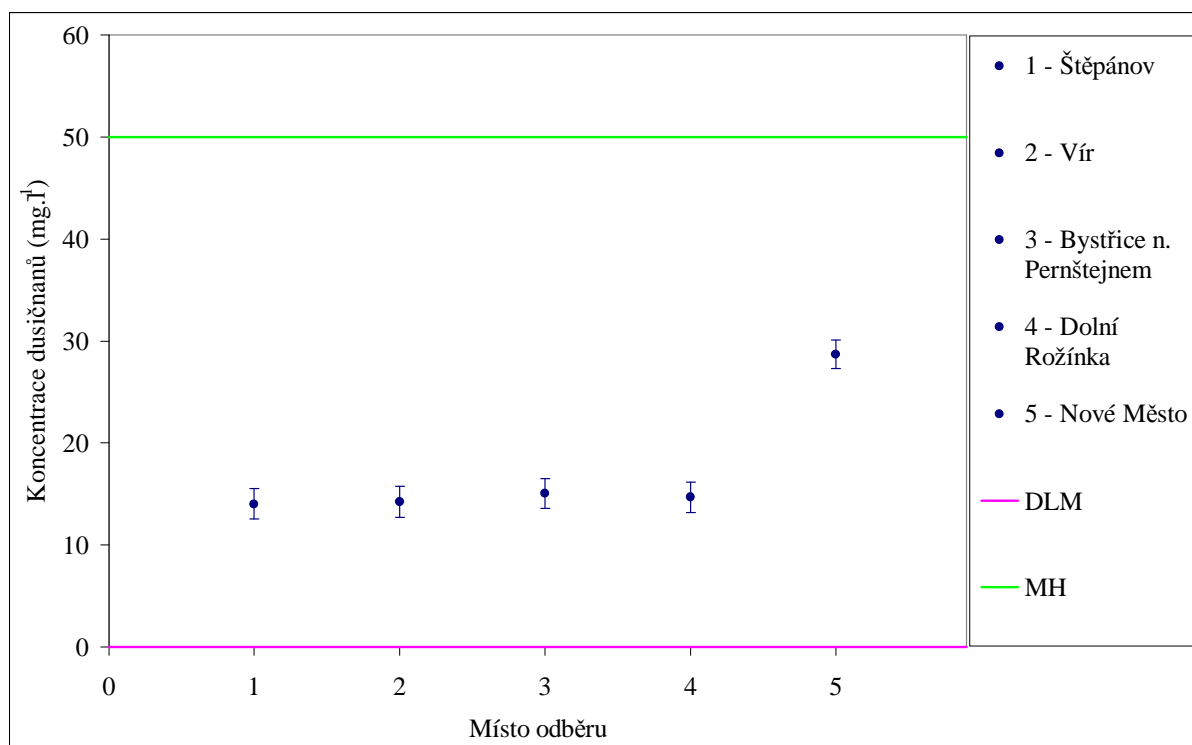


Graf 24: Koncentrace dusičnanů v brněnské vodovodní síti

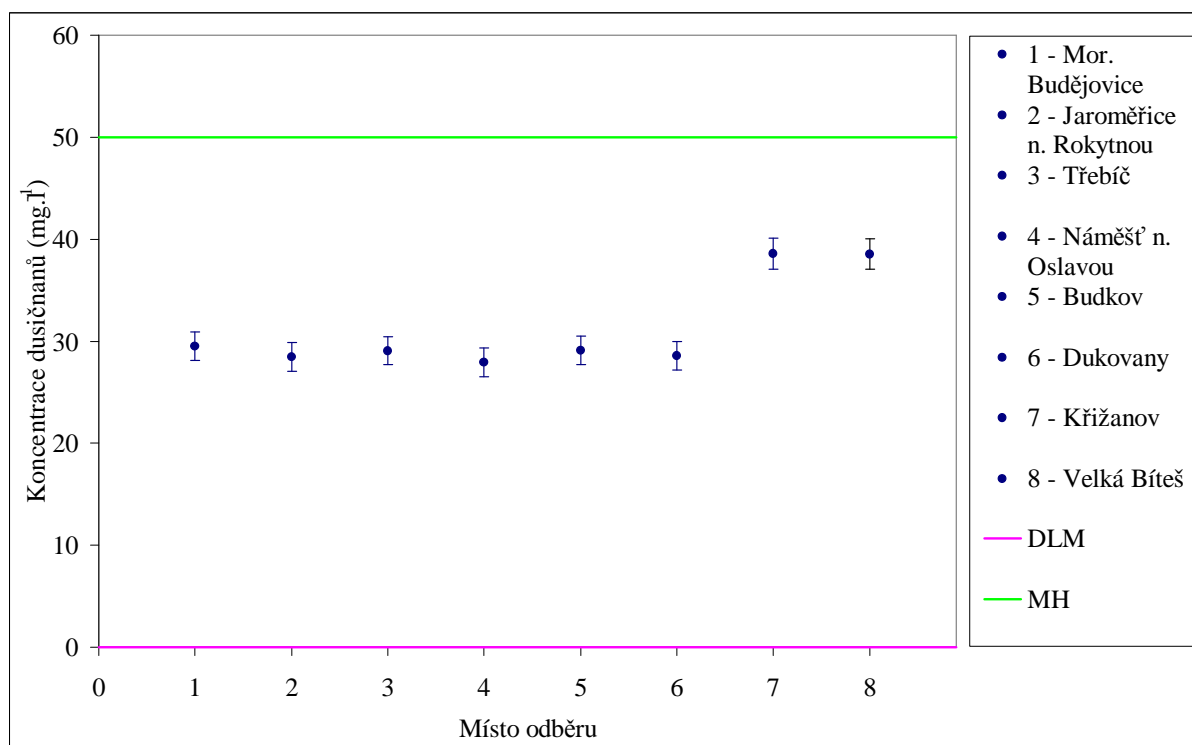
Naměřené hodnoty splňují limit $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ daný vyhláškou č. 252/2004 Sb. Voda z Lesné se statisticky odlišuje od všech lokalit, což je způsobeno tím, že zdrojem je čistá podzemní voda, která má větší obsah dusičnanů.

Tabulka 14: Koncentrace dusičnanů v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště

Úpravna vody	Udávaná koncentrace NO_3^- ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace NO_3^- ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
Švařec	14,4 BVK Odběr: 14. týden 2008	Štěpánov	$14,0 \pm 1,5$
Vír	14,3 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 1. 4. 2008	Vír	$14,2 \pm 1,5$
		Bystřice n. Pernštejnem	$15,0 \pm 1,5$
		Dolní Rožínka	$14,7 \pm 1,5$
		Nové Město	$28,7 \pm 1,4$
Štítary	31,2	Moravské Budějovice	$29,5 \pm 1,4$
		Jaroměřice n. Rokytnou	$28,5 \pm 1,4$
		Třebíč	$29,1 \pm 1,4$
		Náměšť nad Oslavou	$27,9 \pm 1,4$
	VAS divize Třebíč Odběr: 1. 4. 2008	Budkov	$29,1 \pm 1,4$
		Dukovany	$28,5 \pm 1,4$
Mostiště	13,7 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 2. 1. 2007	Křižanov	$38,6 \pm 1,5$
		Velká Bíteš	$38,5 \pm 1,5$



Graf 25: Koncentrace dusičnanů v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír



Graf 26: Koncentrace dusičnanů v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostišť

Konzentrace dusičnanů ve vodě z Nového Města se odlišuje od vody z ostatních lokalit distribuční sítě úpravny vody Vír. Naměřené hodnoty splňují limit 50 mg.l^{-1} daný vyhláškou č. 252/2004 Sb.

4.9 Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem

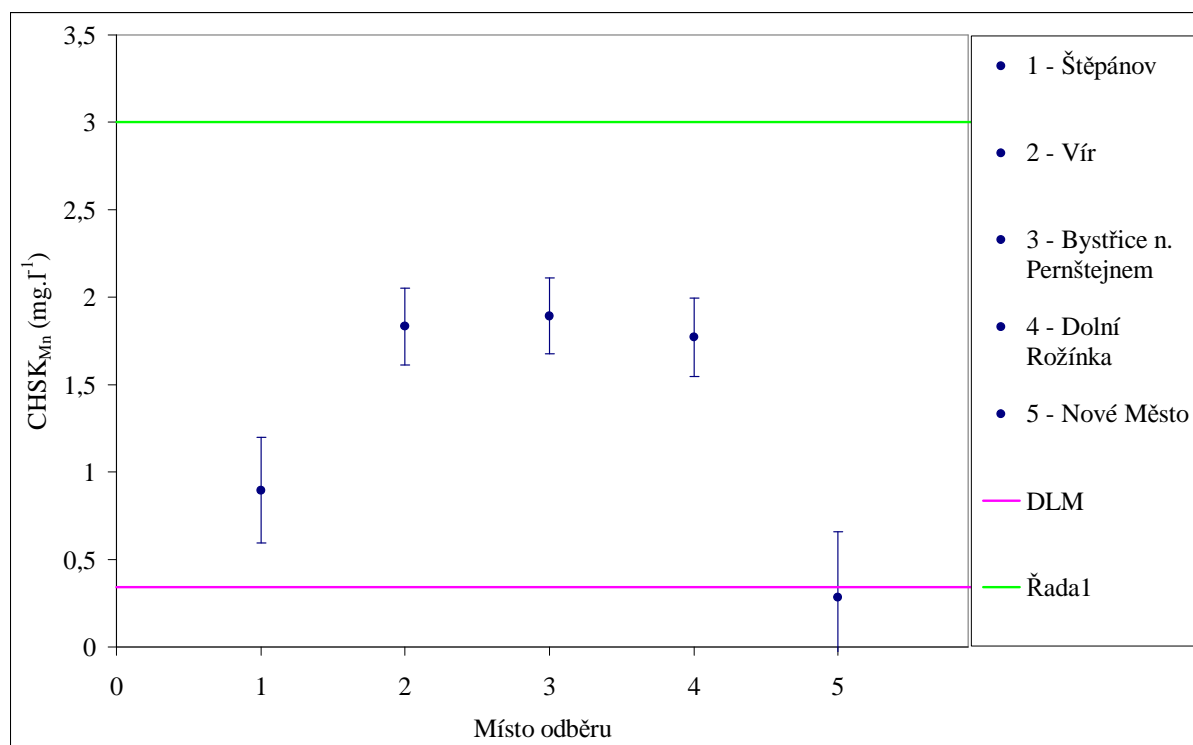
Tabulka 15: CHSK_{Mn} v brněnské distribuční síti

Vodojem	Udávaná CHSK _{Mn} (mg·l ⁻¹)	Místo odběru	CHSK _{Mn} – střední hodnota (mg·l ⁻¹)
Palackého vrch	0,48 BVK Odběr: 14.týden 08	Všechny sledované lokality	<0,34
Holé Hory	0,40 BVK Odběr: 14.týden 08		

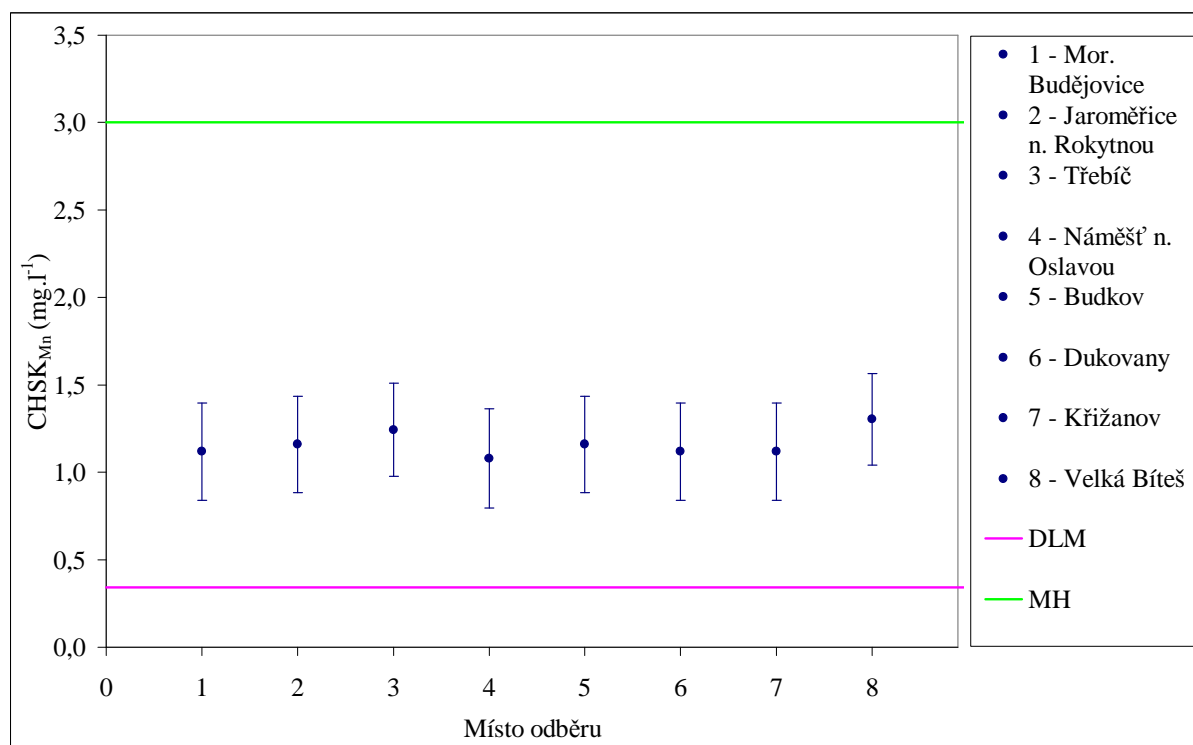
V brněnské vodovodní síti se chemická spotřeba kyslíku manganistanem pohybovala kolem detekčního limitu metody.

Tabulka 16: CHSK_{Mn} v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště

Úpravna vody	Udávaná CHSK _{Mn} (mg·l ⁻¹)	Místo odběru	CHSK _{Mn} (mg·l ⁻¹)
Švařec	0,6 BVK Odběr: 14. týden 2008	Štěpánov	0,90 ± 0,30
Vír	1,92 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 2. 4. 2008	Vír	1,83 ± 0,22
		Bystřice n. Pernštejnem	1,89 ± 0,22
		Dolní Rožínka	1,77 ± 0,22
		Nové Město	<0,34
Štítary	0,5	Moravské Budějovice	1,12 ± 0,28
		Jaroměřice n. Rokytinou	1,16 ± 0,27
		Třebíč	1,24 ± 0,27
		Náměšť nad Oslavou	1,08 ± 0,28
	VAS divize Třebíč Odběr: 1. 4. 2008	Budkov	1,16 ± 0,27
		Dukovany	1,12 ± 0,28
Mostiště	1,73 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 24. 12. 2008	Křižanov	1,12 ± 0,28
		Velká Bíteš	1,30 ± 0,26



Graf 27: Chemická spotřeba kyslíku manganistanem v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír



Graf 28: Chemická spotřeba kyslíku manganistanem v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště

Chemická spotřeba kyslíku manganistanem ve vodě z Nového Města se odlišuje od vody z ostatních lokalit distribuční sítě úpravny vody Vír. Naměřené hodnoty splňují limit daný vyhláškou č. 252/2004 Sb. 3,0 mg·l⁻¹.

4.10 Stanovení chloroformu

Souběžně s touto prací probíhalo měření pro diplomovou práci Bc. Milana Chmelky, kde se mimo jiné měřila také koncentrace chloroformu ve vzorcích ze stejných lokalit. Získané výsledky jsou uvedeny v následujících tabulkách.

Tabulka 17: Koncentrace chloroformu v brněnské distribuční síti

Vodojem	Místo odběru	Koncentrace CHCl_3 ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)
Palackého vrch	Král. Pole S	<DLM
	Bohunice S	<DLM
	Černovice	0,85
	Slatina	0,01
	Modřice	<DLM
Holé Hory	Lesná	1,90

V brněnské vodovodní síti nebyly nalezena významné koncentrace chloroformu.

Tabulka 18: Koncentrace chloroformu v distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště

Úpravna vody	Udávaná koncentrace CHCl_3 ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Místo odběru	Koncentrace CHCl_3 ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)
Švařec	-	Štěpánov	14,58
Vír	-	Vír	1,37
		Bystřice n. Pernštejnem	1,42
		Dolní Rožínka	1,30
		Nové Město	10,66
Štítary	1,1	Moravské Budějovice	1,41
		Jaroměřice n. Rokytnou	1,74
		Třebíč	8,91
		Náměšť nad Oslavou	1,86
	VAS divize Třebíč Odběr: 26. 11. 2007	Budkov	25,27
		Dukovany	1,55
Mostiště	6,8 VAS divize Žďár n. Sázavou Odběr: 17. 9. 2008	Křižanov	10,15
		Velká Bíteš	16,24

V distribuční síti úpravny vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště byly změřeny různé koncentrace chloroformu, což svědčí o probíhání vedlejších reakcí dezinfekce, nejvíce chloroformu bylo naměřeno v Budkově, kde se koncentrace chloroformu blíží limitní hodnotě $30 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ dané vyhláškou č. 252/2004 Sb..

5 ZÁVĚR

V této diplomové práci byly sledovány změny jakosti pitné vody při její distribuci a skladování na základě chemické spotřeby kyslíku, koncentraci železa, manganu, amonných iontů, dusitanů, dusičnanů, chloroformu a chloru. Změny jakosti vody byly pravidelně sledovány v brněnské vodovodní síti a jednorázově v distribuční síti Švařec, Vír, Štítary a Mostiště.

V brněnské vodovodní síti nebyly na základě vybraných ukazatelů jakosti vody zjištěny významné změny v jakosti pitné vody. Výjimkou je pouze koncentrace železa, kde byla zjištěna zvýšená koncentrace železa u vzorku vody ze Slatiny.

Statisticky významně se u řady ukazatelů jakosti lišila Lesná, jelikož zdrojem vody této lokality je prakticky výhradně podzemní voda z prvního březovského přivaděče, narozdíl od ostatních lokalit, do nichž je přiváděna podzemní voda druhým březovským přivaděčem (spolu s určitým podílem upravené povrchové vody z úpravny vody vírského oblastního vodovodu ve Švařci).

Hodnoty vybraných ukazatelů jakosti pitné vody se lišily mezi distribuční sítí úpravny vody Švařec a Vír, i když zdroj pitné vody je stejný. Rozdíly jsou způsobeny odlišným způsobem úpravy vody.

V distribuční síti úpravny vody Vír byly zjištěny rozdíly v hodnotách ukazatelů jakosti vody mezi lokalitou Nové Město a ostatními. Vzhledem k tomu, že vzorek vody byl v N. Městě na Mor. odebrán na jižním okraji města, je pravděpodobné, že do dané lokality byla v době odběru dodávána převážně voda z distribuční sítě ÚV Mostiště.

Distribuční síť úpravny vody Štítary byly ve sledovaných lokalitách zjištěny určité změny jakosti pitné vody. V Třebíči došlo k překročení mezní hodnoty dle vyhlášky č. 252/2004 Sb. pro koncentraci železa, byla zde zjištěna zvýšená koncentrace dusitanů a oproti ostatním lokalitám poněkud nižší koncentrace amonných iontů. Vše nasvědčuje tomu, že v distribuční síti probíhá koroze a nedá se zde vyloučit ani mikrobiální oživení.

V distribuční síti úpravny vody Mostiště se vyskytovaly vcelku stabilní hodnoty vybraných ukazatelů jakosti vody.

Získané výsledky potvrzují, že dochází ke změnám jakosti pitné vody při její distribuci a skladování a to jak v čase (v rámci jednotlivých lokalit) tak i mezi lokalitami v závislosti na vzdálenosti od zdroje a na místních poměrech v rozvodné síti. Rozsah změn závisí do značné míry na technickém stavu distribučních sítí a době zdržení vody v systému.

6 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] AMBROŽOVÁ, J.: *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. 2. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2003. 226 s. ISBN 80-7080-521-6.
- [2] GRAHAM, R. C.: *Data Analysis for the Chemical Sciences*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft, 1999. 536 s. ISBN 1-56081-048-3.
- [3] GRÜNWARD, A.: *Hydrochemie*. 1. vyd. Praha: Vydavatelství ČVUT, 1997. 176 s. ISBN 80-01-00952-1.
- [4] HORÁKOVÁ, M.: *Analytika vody*. 2. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2003. 283 s. ISBN 80-7080-520-X.
- [5] HUBÁČKOVÁ, J., SLAVÍČKOVÁ, K., ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, J.: *Změny jakosti pitné vody při dopravě*. 1. vyd. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2006. 96 s. ISBN 80-85900-66-1.
- [6] MILLER, J. N., MILLER, J. C.: *Statistics and chemometrics for analytical chemistry*. 5th edition. Harlow: Pearson Prentice Hall, 2005. 268 s. ISBN 0-13-129192-0.
- [7] PITTER, P.: *Hydrochemie*. 3. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 568 s. ISBN 80-7080-340-1.
- [8] STRNADOVÁ, N., JANDA, V.: *Technologie vody I*. 2. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 226 s. ISBN 80-7080-348-7.
- [9] TÖLGYESSY, J.: *Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia*. 2. vyd. Bratislava: Veda, 1989. 536 s. ISBN 80-224-0034-3.
- [10] ZÁBRANSKÁ, J.: *Laboratorní metody v technologii vody*. 1. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1997. 168 s. ISBN 80-7080-272-3.
- [11] ŽÁČEK, L.: *Hydrochemie*. 1. vyd. Brno: Vutium, 1998. 80 s. ISBN 80-214-1167-8.
- [12] ŽÁČEK, L.: *Koroze a inkrustace ve vodárenství*. Praha: Uniapress, 1996. 63 s. ISBN 80-902031-2-4.
- [13] ŽÁČEK, L.: *Technologie úpravy vody*. 1. vyd. Brno: VUTIMUM, 1998. 65 s. ISBN 80-214-1257-7.
- [14] FIŠAR, P., JANDA, V.: Vedlejší produkty chlorace vody. *Vodní hospodářství*. 2000, č. 1, s. 6-9.
- [15] GRÜNWARD, A., JANDA, V., FIŠAR, P.: Sedimenty v distribuční síti pitné vody a jejich vliv na tvorbu trihalogenmethanů a halogenoctových kyselin. *Vodní hospodářství*. 2001, č. 1, s. 6-7.
- [16] HUBÁČKOVÁ, J., ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, J., ČIHÁKOVÁ, I.: Degradace jakosti pitné vody při její akumulaci. *Vodohospodářské technicko ekonomické informace*. 2007, č. 3, s. 12-14.
- [17] HUBÁČKOVÁ, J.: Výzkum možnosti ekologické a ekonomické úpravy a dopravy pitných vod. *Vodohospodářské technicko ekonomické informace*. 2002, č. 1, s. 9-11.

- [18] HUBÁČKOVÁ, J.: Změny kvality vody při dopravě. *Vodohospodářské technicko ekonomické informace*. 1999, č. 3-4, s. 7-8.
- [19] RULÍK, M.: Biofilmy v distribučních systémech pitné vody. *Vodní hospodářství*. 2006, č. 6, s. 215-219.
- [20] STRNADOVÁ, N., JANDA, V.: Dusičnany v pitné vodě - význam denitratace vody. *Vodní hospodářství*. 1997, č. 12, s. 393-394.
- [21] STRNADOVÁ, N., et al.: Nitrifikace v distribuční síti. *Vodní hospodářství*. 1998, č. 1-2, s. 50-52.
- [22] ŽÁČEK, L.: Vliv fyzikálně chemického složení vody na změny její jakosti při dopravě. In *Aktuální problémy vodárenských systémů, České Budějovice 21. března 1996*. České Budějovice: Vodovody a kanalizace Jižní Čechy a.s., 1996. s. 1-10.
- [23] Vyhláška č. 252/2004 Sb. ze dne 22. dubna 2004, kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody. In *Sbírka zákonů České republiky*. 2004, částka 82, s. 5402-5422.
- [24] Vyhláška č. 409/2005 Sb. ze dne 30. září 2005 o hygienických požadavcích na výrobky přicházející do přímého styku s vodou a na úpravu vody. In *Sbírka zákonů České republiky*. 2005, částka 141, s. 7438-7477.
- [25] Zákon č. 258/2000 Sb. ze dne 14. července 2000 o ochraně veřejného zdraví a o změně některých souvisejících zákonů. In *Sbírka zákonů České republiky*. 2000, částka 74, s. 3622-3663.
- [26] ČSN 83 0520 část 14: *Fyzikálně chemický rozbor pitné vody. Stanovení oxidovatelnosti*. Praha: Vydavatelství Úřadu pro normalizaci a měření, 1978. 3 s.
- [27] ČSN ISO 8466-1 (75 7031): *Jakost vod. Kalibrace a hodnocení analytických metod a určení jejich charakteristik. Část 1: Statistické hodnocení lineární kalibrační funkce*. Praha: Český normalizační institut, 1993. 16 s.
- [28] ČSN ISO 6332 (75 7433): *Jakost vod. Stanovení železa. Fotometrická metoda s 1,10-fenantrolinem*. Praha: Český normalizační institut, 1994. 8 s.
- [29] ČSN ISO 6333 (75 7447): *Jakost vod. Stanovení manganu. Spektrofotometrická metoda s formaldoximem*. Praha: Český normalizační institut, 1995. 12 s.
- [30] ČSN ISO 7150-1 (75 7451): *Jakost vod. Stanovení amonných iontů. Část 1: Manuální spektrometrická metoda*. Praha: Český normalizační institut, 1994. 12 s.
- [31] ČSN EN 26 777 (75 7452): *Jakost vod. Stanovení dusitanů. Molekulární absorpční spektrofotometrická metoda (ISO 6777:1984)*. Praha: Český normalizační institut, 1995. 12 s.
- [32] ČSN ISO 7890-3 (75 7453): *Jakost vod. Stanovení dusičnanů. Část 3: Spektrometrická metoda s kyselinou sulfosalicylovou*. Praha: Český normalizační institut, 1994. 8 s.
- [33] TNV 75 7121: *Požadavky na jakost vody dopravované potrubím*. Praha: Hydroprojekt CZ a.s., 2002. 18 s.

7 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A SYMBOLŮ

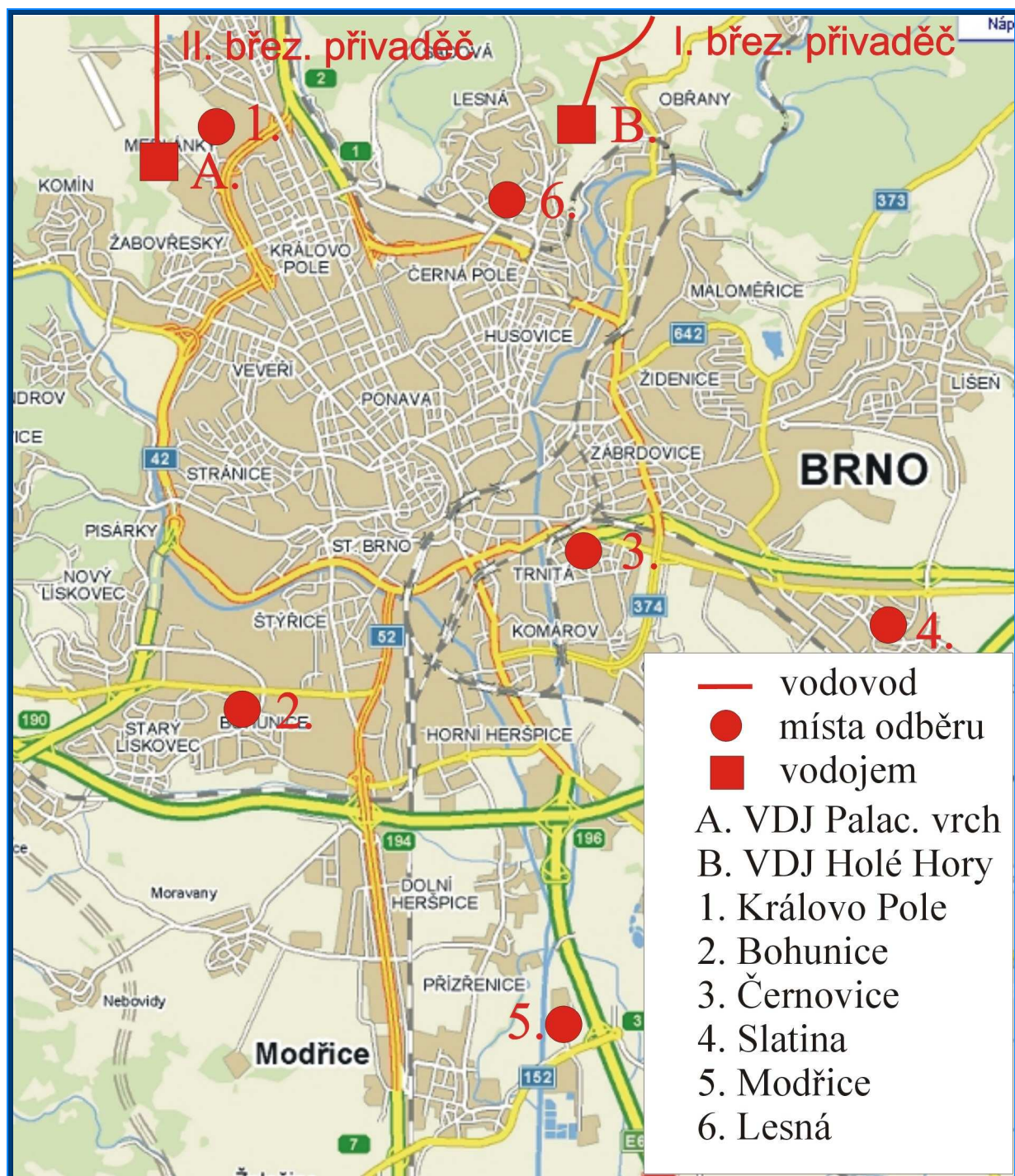
NMH	- nejvyšší mezní hodnota
MH	- mezní hodnota
DH	- doporučená hodnota
DLM	- detekční limit metody
MS	- mez stanovitelnosti
DBP	- vedlejší produkty dezinfekce
THM	- trihalogenmethany
HAA	- halogenderiváty kyseliny octové
CAA	- chloroctové kyseliny
MCAA	- kyselina monochloroctová
DCAA	- kyselina dichloroctová
TCAA	- kyselina trichloroctová
TOX	- organicky vázané halogeny
VOC	- volatilní organické látky
TOC	- celkový organický uhlík
BDOC	- biodegradabilní podíl rozpuštěného organického uhlíku
CHSK	- chemická spotřeba kyslíku
CHSK _{Mn}	- chemická spotřeba kyslíku manganistanem
BSK	- biochemická spotřeba kyslíku
DOC	- rozpuštěný organický uhlík
KNK _{4,5}	- kyselinová neutralizační kapacita
N-NH ₄ ⁺	- amoniakální dusík
N-NO ₂ ⁻	- dusitanový dusík
N-NO ₃ ⁻	- dusičnanový dusík
ÚV	- úprava vody
VAS	- Vodárenská akciová společnost
BVK	- Brněnské vodovody a kanalizace
<i>a</i>	- vypočítaná hodnota slepého stanovení (průsečík osy pořadnic s kalibrační přímkou)
<i>b</i>	- citlivost metody (hodnota směrnice kalibrační přímky; regresní koeficient)
<i>N</i>	- počet koncentračních úrovní
<i>n</i>	- počet opakování na témže analyzovaném vzorku
<i>s_y</i>	- hodnota reziduální směrodatné odchylky
<i>t</i>	- hodnota studentova rozdělení
<i>x</i>	- koncentrace
<i>x_i</i>	- koncentrace <i>i</i> -tého kalibračního roztoku
\bar{x}	- hodnota průměru kalibračních koncentrací <i>x_i</i> vyplývajících z kalibrační zkoušky
\hat{x}	- koncentrace stanovovaného ukazatele ve vzorku vypočtená z naměřené hodnoty <i>y</i>
<i>y</i>	- naměřená (informační) hodnota analyzovaného vzorku
<i>y_i</i>	- <i>i</i> -tá naměřená hodnota pro koncentraci <i>x_i</i>
\bar{y}	- hodnota průměru informačních hodnot <i>y_i</i> vyplývajících z kalibrační zkoušky
\hat{y}	- průměr naměřených (informačních) hodnot vyplývajících z <i>n</i> opakování
α	- hladina statistické významnosti

8 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Místa odběru vzorků z brněnské vodovodní sítě	65
Příloha 2: Místa odběru vzorků z distribuční sítě úpravny vody Švařec a Vír	66
Příloha 3: Místa odběru vzorků z distribuční sítě úpravny vody Štítary	67
Příloha 4: Místa odběru vzorků z distribuční sítě úpravny vody Mostišť	68
Příloha 5: Tabulka změřených teplot vzorků	68
Příloha 6: Seznam obrázků	69
Příloha 7: Seznam tabulek	69
Příloha 8: Seznam grafů	70

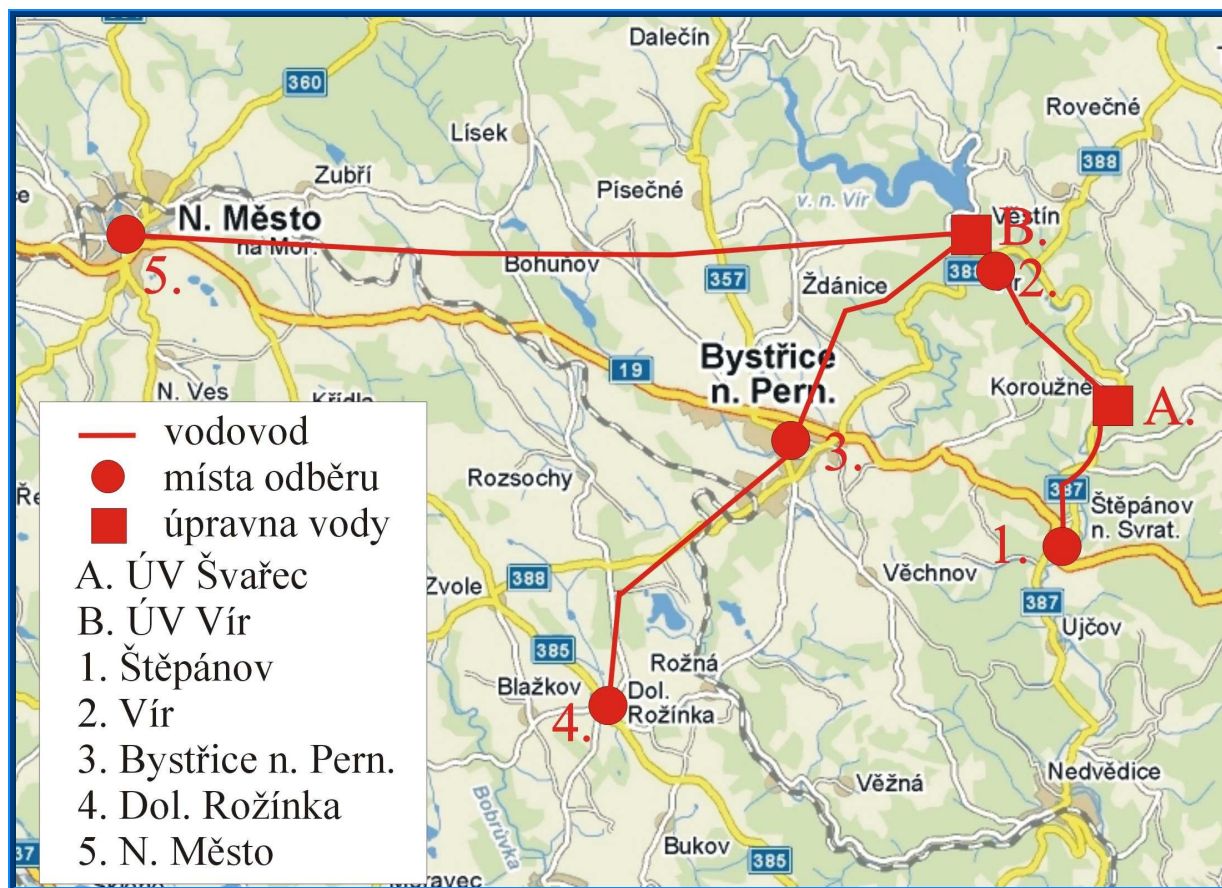
9 PŘÍLOHY

Příloha 1: Místa odběru vzorků z brněnské vodovodní sítě



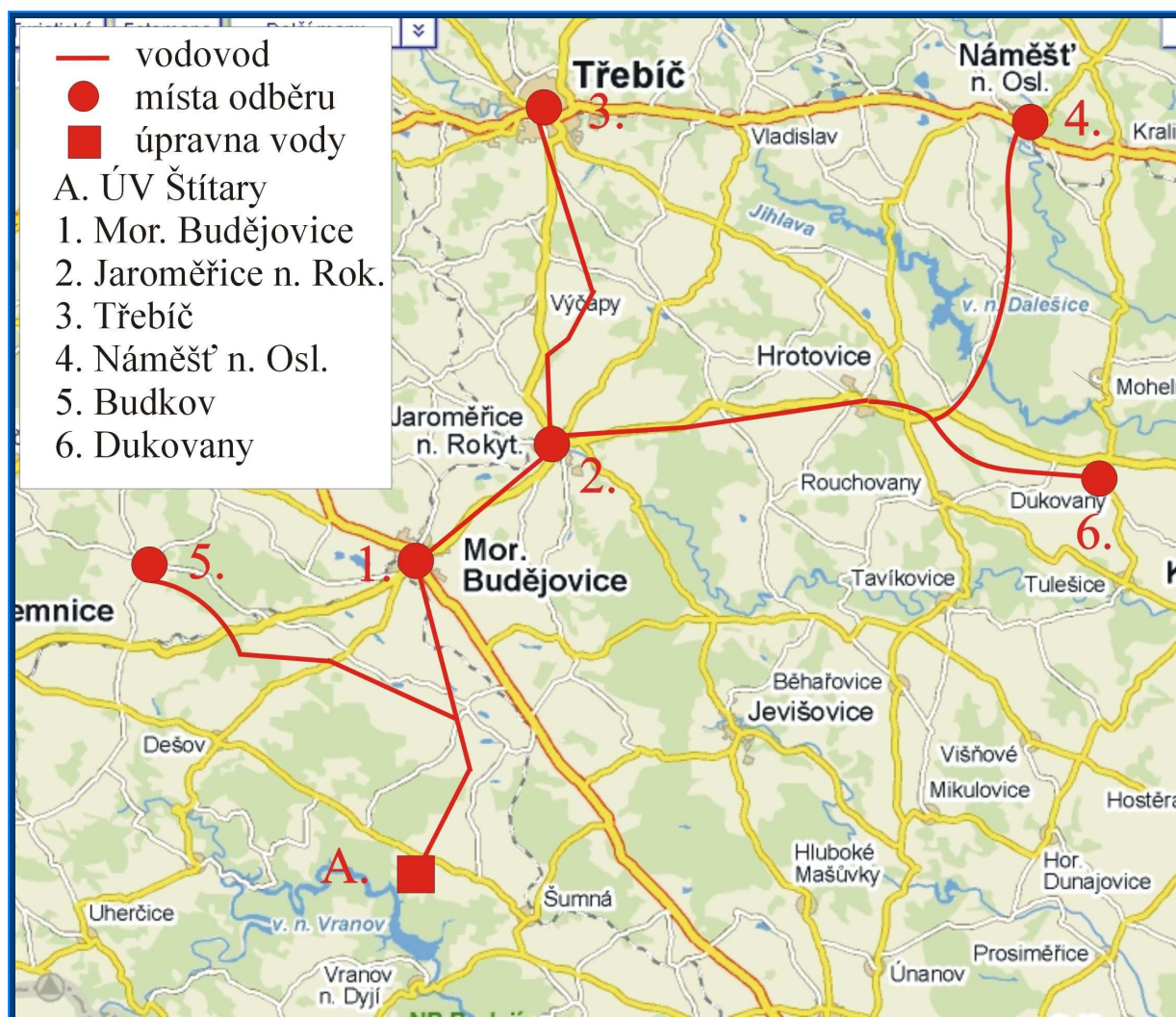
Obrázek 6: Schéma míst odběru z brněnské vodovodní sítě

Příloha 2: Místa odběru vzorků z distribuční sítě úpravy vody Švařec a Vír



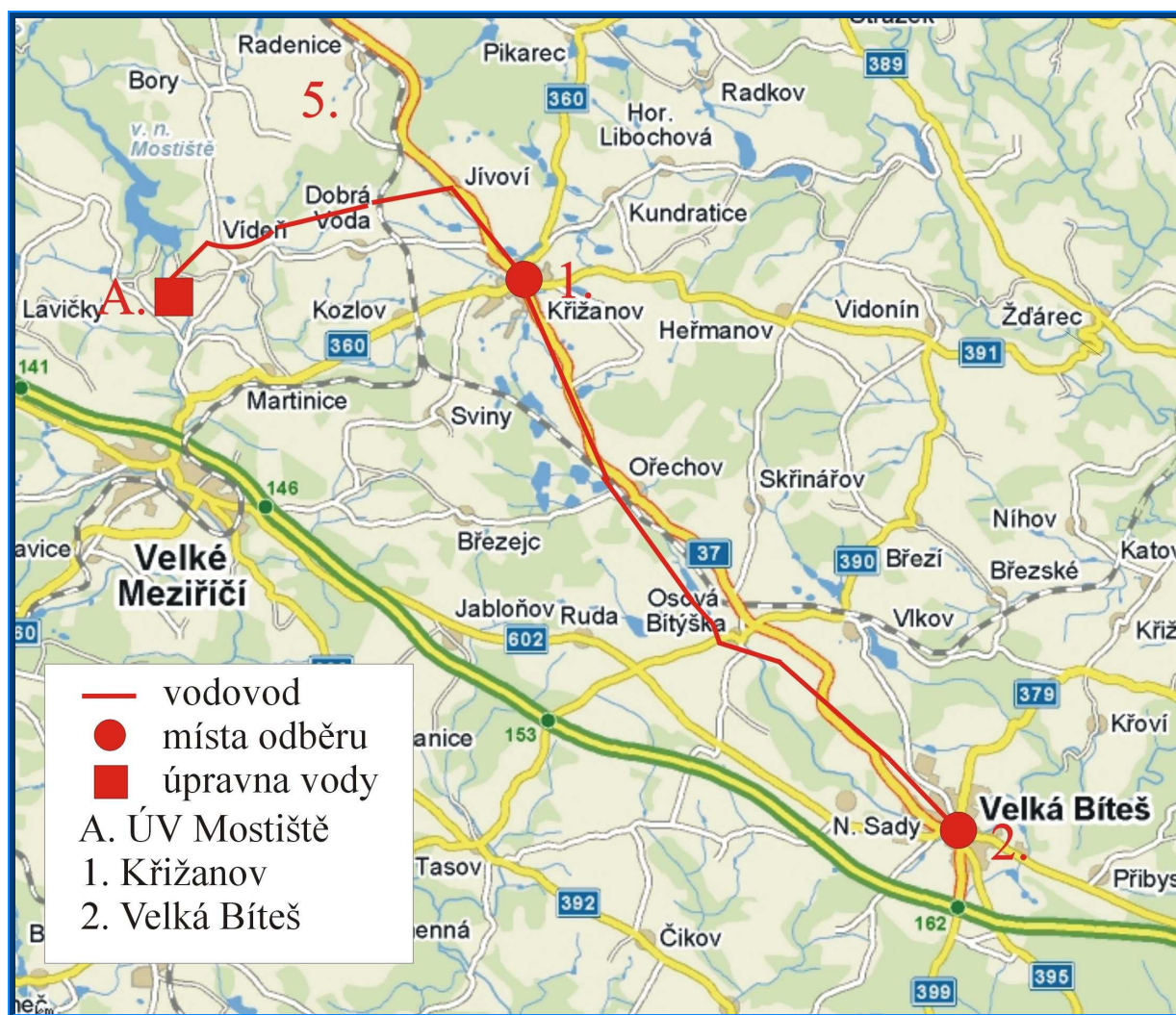
Obrázek 7: Schéma vodovodu a míst odběru úpravy vody Švařec a Vír

Příloha 3: Místa odběru vzorků z distribuční sítě úpravný vody Štítary



Obrázek 8: Schéma vodovodu a míst odběru úpravný vody Štítary

Příloha 4: Místa odběru vzorků z distribuční sítě úpravný vody Mostiště



Obrázek 9: Schéma vodovodu a míst odběru úpravný vody Mostiště

Příloha 5: Tabulka změřených teplot vzorků

Tabulka 19: Změřené teploty vzorků vody v jednotlivé dny

Datum odběru	Teplota vzorku při odběru (°C)							
	Královo Pole T	Královo Pole S	Bohu-nice T	Bohu-nice S	Černo-vice	Slatina	Modřice	Lesná
11.2.	19,5	11,5	26,0	12,0	10,0	11,5	13,0	17,0
18.2.	19,5	10,5	25,5	11,5	10,0	12,5	16,0	11,5
25.2.	23,0	11,0	27,5	11,5	9,5	10,5	16,0	16,0
3.3.	19,5	10,5	26,0	12,0	16,5	10,0	16,0	12,0
10.3.	21,5	11,5	25,5	10,5	13,0	10,0	15,0	13,0
17.3.	26,0	11,5	26,0	13,0	-	10,0	18,5	14,0
25.3.	25,0	11,0	26,5	14,5	12,0	11,0	13,5	16,0
31.3.	21,0	11,0	27,0	12,5	11,0	13,5	15,5	12,5
7.4.	22,5	13,0	26,0	15,0	12,0	11,0	17,0	15,5
14.4.	25,5	12,5	27,5	14,5	12,0	11,5	14,5	18,0

Příloha 6: Seznam obrázků

Obrázek 1: Schéma koroze v kapce vody	13
Obrázek 2: Reakce o-tolidinu při stanovení chloru.....	29
Obrázek 3: Reakce probíhající při stanovení amonných iontů	33
Obrázek 4: Reakce probíhající při stanovení dusitanů.....	35
Obrázek 5: Reakce probíhající při stanovení dusičnanů	36
Obrázek 6: Schéma míst odběru z brněnské vodovodní sítě.....	65
Obrázek 7: Schéma vodovodu a míst odběru úpravy vody Švařec a Vír.....	66
Obrázek 8: Schéma vodovodu a míst odběru úpravy vody Štítary	67
Obrázek 9: Schéma vodovodu a míst odběru úpravy vody Mostiště.....	68

Příloha 7: Seznam tabulek

Tabulka 1: pH vody v brněnské distribuční síti.....	41
Tabulka 2: pH vody v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště	42
Tabulka 3: Koncentrace chloru v brněnské distribuční síti	43
Tabulka 4: Koncentrace chloru v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště	44
Tabulka 5: Koncentrace železa v brněnské distribuční síti.....	46
Tabulka 6: Koncentrace železa v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště	47
Tabulka 7: Koncentrace manganu v brněnské distribuční síti.....	48
Tabulka 8: Koncentrace manganu v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště	49
Tabulka 9: Koncentrace amonných iontů v brněnské distribuční síti.....	50
Tabulka 10: Koncentrace amonných iontů v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště.....	51
Tabulka 11: Koncentrace dusitanů v brněnské distribuční síti.....	52
Tabulka 12: Koncentrace dusitanů v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště	53
Tabulka 13: Koncentrace dusičnanů v brněnské distribuční síti	54
Tabulka 14: Koncentrace dusičnanů v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště	55
Tabulka 15: CHSK _{Mn} v brněnské distribuční síti	57
Tabulka 16: CHSK _{Mn} v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště	57
Tabulka 17: Koncentrace chloroformu v brněnské distribuční síti.....	59
Tabulka 18: Koncentrace chloroformu v distribuční síti úpravy vody Švařec, Vír, Štítary a Mostiště.....	59
Tabulka 19: Změřené teploty vzorků vody v jednotlivé dny.....	68

Příloha 8: Seznam grafů

Graf 1:	Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení chloru.....	30
Graf 2:	Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení železa.....	31
Graf 3:	Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení manganu	32
Graf 4:	Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení amonných iontů	34
Graf 5:	Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení dusitanů	36
Graf 6:	Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení dusičnanů.....	37
Graf 7:	Kalibrační křivka s pásem spolehlivosti, detekčním limitem metody a mezí stanovitelnosti pro stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem.....	39
Graf 8:	Část absorpčního spektra vody z Černovic a Lesné	40
Graf 9:	pH vody v brněnské distribuční síti.....	41
Graf 10:	pH vody v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír.....	42
Graf 11:	pH vody v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště.....	43
Graf 12:	Koncentrace chloru v brněnské vodovodní síti	44
Graf 13:	Koncentrace chloru v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír	45
Graf 14:	Koncentrace chloru v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště	45
Graf 15:	Koncentrace železa v brněnské vodovodní síti	46
Graf 16:	Koncentrace železa v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště	47
Graf 17:	Koncentrace manganu v brněnské vodovodní síti.....	48
Graf 18:	Koncentrace manganu v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír.....	49
Graf 19:	Koncentrace manganu v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště.....	50
Graf 20:	Koncentrace amonných iontů v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír.....	51
Graf 21:	Koncentrace amonných iontů v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště	52
Graf 22:	Koncentrace dusitanů v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír.....	53
Graf 23:	Koncentrace dusitanů v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště.....	54
Graf 24:	Koncentrace dusičnanů v brněnské vodovodní síti	55
Graf 25:	Koncentrace dusičnanů v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír	56
Graf 26:	Koncentrace dusičnanů v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště	56
Graf 27:	Chemická spotřeba kyslíku manganistanem v distribuční síti úpravny vody Švařec a Vír.....	58
Graf 28:	Chemická spotřeba kyslíku manganistanem v distribuční síti úpravny vody Štítary a Mostiště.....	58